

Revista FORESTAL

Centroamericana

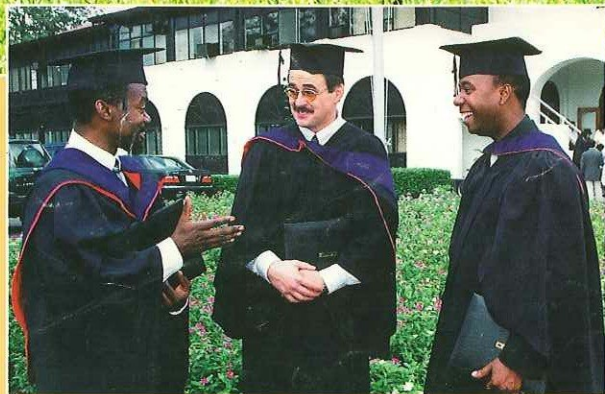
Abril - Junio 2001 N° 34

Edición Especial

Tesiarios del 2000



Resultados de investigación en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad



El Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, es una asociación civil, sin fines de lucro, autónoma, de carácter internacional, cuya misión es mejorar el bienestar de la humanidad, aplicando la investigación científica y la enseñanza de posgrado al desarrollo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. El Centro está integrado por miembros regulares y miembros adherentes. Entre estos miembros se encuentran: Belice, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, República Dominicana, Venezuela, el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), el Instituto Costarricense de Electricidad (ICE) Costa Rica, el Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA) de Puerto Rico y PALMAVEN de Venezuela.

Director General

Pedro Ferreira Rossi

Programa de Investigación

Markku Kanninen

Director de**Administración y Finanzas**

Luis Enrique Ortíz

Programa de Enseñanza

Al Moslemi

Programa de Proyección Externa

Alan González

Comité Editorial Operativo

Manuel Gómez	Especialista/Socioeconomía Ambiental, CATIE
Gabriel Robles	Jefe Área de Capacitación, CATIE
Rodolfo Salazar	Líder Proyecto PROSEFOR, CATIE
Luis Meléndez	Especialista/Agroforestería/Editor. Revista Agroforestería en las Américas, CATIE
Lorena Orozco	Investigadora/Unidad de Manejo de Bosques Naturales, CATIE
William Vásquez	Especialista/Jefe, Banco de Semillas Forestales, CATIE

Comité Editorial Internacional

Tania Ammour	Directora de Planificación Estratégica, CATIE
José Joaquín Campos	Jefe del Área Manejo de Bosques y Biodiversidad, CATIE
Ronnie De Camino	Consultor para CATIE, UPAZ
Glenn Galloway	Jefe Unidad Manejo de Bosques Naturales, CATIE
David Kaimowitz	Director General del CIFOR

Editora : Alexandra Cortés.**Diseño y diagramación:** Rocío Jiménez.**Secretarías:** Ana Guerrero, Vicza Salazar.**Diseño Internet:** Guiselle Brenes.**Revisión bibliográfica:** Rigoberto Aguilar.

La Revista es editada y producida en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.

Los contenidos, ideas u opiniones expresadas en los artículos son responsabilidad de los autores; no reflejan necesariamente la opinión de la Revista Forestal Centroamericana.

Se permite la reproducción parcial o total de los materiales e ilustraciones aquí publicados, siempre y cuando se mencione la fuente, se remita una copia de la publicación a la redacción de la revista y se use sin fines lucrativos.

Impresión

Impresión Comercial La Nación.

La edición consta de 1 400 ejemplares

Para suscripciones y anuncios, favor comunicarse con:

Revista Forestal Centroamericana

CATIE 7170, Turrialba, Costa Rica

Tel: (506) 556 6784/556 0026/556 6431 ext. 405

Fax: (506) 556 6282/556 1533

rforest@catie.ac.cr

<http://www.catie.ac.cr/informacion/RFCA>**Coordinadores Técnicos Nacionales en los países y Oficinas de IICA****BELICE**

Dr. Jaime Mauricio Salazar

Representante IICA

Apartado Postal #448

Belmopán, Belice

Tel: (501-8) 02-222

Fax: (501-8) 20-286

Correo electrónico:

iica@btl.net

Fax: (504) 235-6610

Correo electrónico:

catiehon@gbm.hn

MEXICO

Dr. Miguel Caballero

Calzada del Ejército

Nacional. 311 Primer Piso

Colonia El Tecolote

Tepic, Nayarit, México

Tel: (52) 32 100807/149967

Fax: (52) 32 148850

Correo electrónico:

catie@tepic.megared.net.mx

NICARAGUA

MSc. Jorge Jiménez

Apartado Postal #4830,

Km 8 1/2 Carretera a

Masaya.

Ministerio de Agricultura,

Managua, Nicaragua

Tel: (505) 276-1109/1026

Fax: (505) 276-1108

Correo electrónico:

catiecot@tmx.com.ni

PANAMA

Edificio 95

Ciudad del Saber.

Apartado Postal #5388.

Clayton, Panamá

Tel: (507) 317 0197/0198

Fax: (507) 317-0199

Correo electrónico:

catiepanama@cwpanama.net

REPUBLICA DOMINICANA

Dr. Rafael Marte

Representante IICA

Fray Cipriano de Utrera.

Esquina Avenida República

del Líbano. Centro de los

Héroes, Santo Domingo,

República Dominicana

Apartado Postal #711

Tel: (1 809) 533 7522/2797

Fax: (1 809) 532 5312

Correo electrónico:

rmarte@iicard.org

VENEZUELA

Dr. Mariano Mujica

Asesor de Relaciones

Externas del CATIE,

Universidad de Yacambú,

Calle 41 entre carreteras

15 y 16, Barquisimeto,

Estado de Lara 3001,

Venezuela.

Telefax: (5851) 464447

Correo electrónico:

act@iica.int.ve

COLOMBIA

MSc. John Mario Rodríguez

Asesor de Relaciones

Externas del CATIE.

Convenio Universidad

Tecnológica de Pereira-

CATIE

Apartado Postal 097

Pereira, Colombia

Telefax: (57) 6 321 2443

Correo electrónico:

jrodri@telesat.com.co

COSTA RICA

Ing. Manfred Peters

Ministerio de Agricultura.

Edificio Principal.

50m este de la Pops Sabana

Sur, San José, Costa Rica.

Telefax: (506) 232 0735

Correo electrónico:

manfred@catie.ac.cr

GUATEMALA

Dr. David Monterroso

Apartado Postal 76-A

15 calle y 1a. Ave. Esquina

Zona 10. Edificio Céntrica

Plaza, 4 nivel, Of. 401.

Guatemala, Guatemala.

Fax: (502) 366-2643

Tel: (502) 336-2648/2649

Correo electrónico:

dmonterros@guate.net

EL SALVADOR

Apartado 1-96. 1a. Calle

Poniente y 61 Ave. Norte.

Edificio Bukele, Planta baja,

San Salvador, El Salvador

Tel: (503) 261-2036/2037

Fax: (503) 261-2039

Correo electrónico:

catie@navegante.com.sv

HONDURAS

Lic. María Eugenia Pineda

Apartado Postal #2088.

Secretaría de Recursos

Naturales. 1ª Planta,

Edificio Principal,

Boulevard Miraflores

Tegucigalpa, Honduras.

Tel: (504) 235-6609/6773



Perspectivas	2 Doctórado 12 maestría	4
Editorial		5

Foro

La certificación forestal en la encrucijada. <i>Dietmar Stoian, Fernando Carrera</i>	6
---	---

Comunicación Técnica

Discriminación de diferentes tipos de bosque tropical mediante imágenes de satélite y datos auxiliares. <i>Lucio Pedroni</i>	12
Gavilán: un modelo para simulación del crecimiento, rendimiento y cambios florísticos de los bosques centroamericanos dominados por <i>Pentaclethra macroloba</i> . <i>Almeida Siteo, Bryan Finegan, Alain Franc</i>	19
Criterios e indicadores para evaluar la sostenibilidad ecológica. <i>Kathleen McGinley, Bryan Finegan</i>	23
Pautas ecológicas para el manejo de bosques naturales afectados por huracanes en la costa Norte de Honduras. <i>Juan José Ferrando, Bastiaan Louman, Bryan Finegan, Manuel Guariguata</i>	28
Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad. <i>Ana Paula Correa'do Carmo, Bryan Finegan, Cecilia Harvey</i>	35
Remoción y germinación de semillas de <i>Dipteryx panamensis</i> y <i>Carapa guianensis</i> en bosques fragmentados de Sarapiquí, Costa Rica. <i>Harold Arias-Le Claire</i>	42
Determinación de la capacidad de carga turística del Parque Nacional La Tigra, Tegucigalpa, Honduras. <i>Elda Maldonado, Florencia Montagnini</i>	47
Producción de frutos de <i>Virola koschnyi</i> Warb. y <i>Simarouba amara</i> Aubl. en un paisaje fragmentado de la zona Norte de Costa Rica. <i>John Mario Rodríguez</i>	52
Beneficios sociales y económicos del bosque en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. <i>Ana del Carmen Mollinedo, José J. Campos, Markku Kanninen, Manuel Gómez</i>	57
Regeneración de especies arbóreas después del huracán Mitch. <i>Lili Acosta, Bastiaan Louman, Glenn Galloway</i>	61
Composición y diversidad de los bosques de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua. <i>Ma. Angeles Pérez, Bryan Finegan, Diego Delgado, Bastiaan Louman</i>	66
Propuesta metodológica para el diseño y validación de corredores biológicos en Costa Rica. <i>Germán Jiménez</i>	73
Regeneración temprana de <i>Dipteryx panamensis</i> y <i>Carapa guianensis</i> en tres bosques fragmentados de la zona Norte de Costa Rica. <i>Gabriela Jones</i>	80
Evaluación de indicadores para el monitoreo de concesiones forestales en Petén, Guatemala. <i>José R. Carrera, José J. Campos, Julio Morales, Bastiaan Louman</i>	84

Actualidad

Emergencia regional:	
Brotos del descortezador del pino en Belice	90
Silvia: una nueva herramienta para la planeación forestal	94
Sitios de interés en el WEB	95
¿Qué informa la prensa?	96
Calendario de actividades	97
Publicaciones	98

“El objetivo final de la investigación científica es la publicación”. Esta es quizá una de las frases que queda perdida en los rincones de las clases y auditorios universitarios. Tal vez no se enfatiza porque se considera muy obvia o simplemente porque no se tiene previsto dar cursos de redacción técnica que refuercen la habilidad de escribir, la destreza de comunicar lo que queremos comunicar. Si bien es cierto, un experimento científico, por más espectaculares que sean sus conclusiones, no termina hasta que esos resultados se publiquen; pero, la realidad de nuestra Región es otra. Muchos hombres y mujeres de ciencia invierten gran parte de su tiempo en laboratorios, trabajo de campo, con las mismas comunidades y terminan estructurando sus informes finales para ser vistos, revisados y guardados por sus jefes. En repetidas ocasiones dichos informes son solo una formalidad para presentar al donante y ni siquiera se le notifica a la comunidad con la que trabajó cuáles fueron las principales conclusiones de las varias entrevistas, de los talleres, de las discusiones y comentarios que generó tal o cual proyecto en su zona. Esto por citar solo un caso, que incluso usted puede considerar una exageración. Lo cierto es que la cultura de escribir es algo lejano o ajeno a nuestro quehacer, algunas veces por desinterés y otras porque no sabemos ni cómo empezar.

En el Comité Editorial de la Revista Forestal estamos convencidos de que un investigador científico está obligado a presentar un informe escrito de lo que hizo, por qué lo hizo, cómo lo hizo y lo que aprendió al hacerlo. Por esto, por segundo año consecutivo abrimos nuestras páginas a todos los graduados del Programa de Maestría y Doctorado de Manejo de Bosques y Biodiversidad del CATIE para que usted se entere de cuáles fueron los productos de las diferentes investigaciones forestales realizadas en nuestra institución.

Con este número especial también le reiteramos nuestra invitación para que comparta con nosotros los resultados de sus estudios científicos y sus experiencias de trabajo en el campo. Nuestra meta es compartir para no caer en los mismos errores que ya varios proyectos han experimentado.

Esta vez sentamos a Dietmar Stoian y Fernando Carrera a discutir en **Foro** acerca de la certificación forestal, un tema que provoca diversas reacciones en las conversaciones cotidianas de nuestro entorno. Otra vez surge la controversia entre profesionales

sobre su necesidad o su inutilidad; entre la panacea y un callejón sin salida.

Comunicación Técnica contiene 14 artículos que presentan los principales resultados de las investigaciones forestales elaboradas en el CATIE durante 1999 y el 2000. En esta edición especial publicamos con orgullo parte de las conclusiones de los dos primeros doctores graduados en ingeniería forestal, Lucio Pedroni (Suiza) y Almeida Siteo (Mozambique).

En la sección de **Actualidad** como siempre hacemos un recuento de los acontecimientos más sobresalientes de los últimos meses, como el embate que están sufriendo los bosques de pino de Belice, ante el descortezador o gorgojo de pino, una plaga que tiene en emergencia regional los bosques de varios países.

Como primicia anunciamos el próximo lanzamiento de una nueva herramienta para la planeación forestal: SILVIA. Este módulo integrador está diseñado para apoyar el trabajo de los técnicos y administradores en el manejo de plantaciones forestales.

Además, le contamos sobre las principales actividades que se desarrollarán en este semestre; notas de prensa, sitios Web recomendados, publicaciones, entre otros.

En nombre del Comité Editorial le damos la bienvenida al señor Gleen Galloway y David Kaimowitz por su incorporación al Comité Internacional de la Revista, un grupo de profesionales que nos apoyan a buscar financiamiento para llegar a más lectores en la Región y fuera de sus fronteras.

Asimismo, un agradecimiento a José J. Campos, Bastiaan Louman, Fernando Carrera, Bryan Finegan, Celia Harvey, Lorena Orozco, Sergio Velázquez, Róger Morales, Naikoa Aguilar, Nelly Vázquez, Oscar Brenes y Diego Delgado por su apoyo en la revisión de los artículos.

Le recuerdo que también nos puede visitar en www.catie.ac.cr/informacion/RFCA y adquirir su suscripción electrónica.

Alexandra Cortés,

Editora

Revista Forestal Centroamericana

EDUCACIÓN

como instrumento de desarrollo

Los Jefes de Estado y de Gobierno en la pasada Cumbre de las Américas, 2001 realizada en Quebec, Canadá, reiteraron el mandato de la Cumbre de Santiago de Chile, 1998, la sentida necesidad e impostergable atención que los países de la región deben prestar a la educación, como instrumento de desarrollo para enfrentar los grandes desafíos que impone los cambios en todas las órdenes del quehacer humano contemporáneo.

El programa de educación para el desarrollo y la conservación que impulsa la Escuela de Posgrado del CATIE, por mandato de sus autoridades superiores, responde a la creciente demanda de la región por recursos humanos especializados en ciencia y tecnología para el manejo sostenible del trópico. Sesenta años de dedicación ininterrumpida a la formación de Máster en Ciencias (M.Sc.) y Doctores en Filosofía de las Ciencias (Ph.D.) en áreas temáticas críticas y necesarias para el desarrollo de los pueblos de la región, certifican la calidad y competitividad de los graduados del CATIE.

Los artículos y publicaciones científicas y técnicas derivadas de las tesis de grados son depositarios de importantes conocimientos, que sin distinción de ninguna laya llega a la comunidad de usuarios. El CATIE, reconociendo la importante contribución de las tesis al conocimiento y soluciones a problemas diversos de la vida real, impulsa vigorosamente la política que los estudiantes graduados realicen la investigación de tesis en el país de origen del educando; en la actualidad, casi la totalidad de las tesis se realizan fuera del CATIE, en los diferentes países de la región.

Alrededor de 1600 trabajos de tesis, parte de ellos condensados en artículos, se han producido en los últimos 55 años. La tendencia de la producción de tesis y artículos extractos de tesis crece año tras año en el CATIE y se estima que llegará a alcanzar anualmente 80 a 90 publicaciones en el primer quinquenio del 2001.

Cuatro aspectos fundamentales caracterizan al producto tesis-artículo de los estudiantes graduados del CATIE: a) resultado sobre investigación de problemas reales, importantes para la región y la comunidad en su conjunto; b) estricto apego al rigor científico de la investigación; c) el estudiante-investigador interactúa con personal local y colaboradores interesados durante el proceso de la investigación; d) integra el acervo de información y documentos de biblioteca depositaria del país respectivo, para uso y referencia pública permanente.

Los ex alumnos graduados del CATIE han contribuido de manera significativa al desarrollo institucional del sector, la educación, la investigación y el desarrollo agrícola y de los recursos naturales en la América Latina. Buena parte de nuestros egresados se destacan por su liderazgo en el sector rural de los países del Continente y también fuera de él. Durante los primeros 20 años la Escuela de Posgrado del CATIE fue la única en su género al servicio de la educación superior de la región, ha prestado invaluable aporte a la comunidad científica interamericana; pero los tiempos han cambiado, y en la actualidad trabaja en estrecha alianza, cooperación y comunión de intereses con todas las entidades de investigación y educación superior, no solamente del Continente sino también extra continental.

*Dr. Gilberto Páez Bogarín
Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado
Actual Subdirector general adjunto.*

La Certificación Forestal en la encrucijada

Entre la panacea y un callejón sin salida

Dietmar Stoian
Fernando Carrera



Foto: Fernando Carrera.

Muchos de los beneficios de la certificación, como el mejoramiento de la tenencia de tierra y la crecida visibilidad de los grupos indígenas y campesinos también a ocasionado un aumento en su autoestima.

Desde principios de los años 90 la certificación forestal ha sido promovida como un instrumento que contribuye tanto a la conservación de bosques (a través del buen manejo forestal) como al aumento de ingresos de los pobladores forestales, en particular de los países tropicales. Se han desarrollado varios sistemas de certificación, como los del Consejo de Manejo Forestal (**Forest Stewardship Council, FSC**) y la Certificación Forestal Paneuropea (**PEFC**). Mientras la **PEFC** se limita a los bosques europeos, el **FSC** opera en el escenario mundial y es el sistema más importante para los bosques tropicales. Este foro enfatiza el sistema del **FSC** y su implementación en países de América Latina.

Terminada la primera década del inicio de la certificación forestal vale la pena reflexionar ¿cuáles han sido los avances hasta la fecha y cuál es el rumbo de la certificación? En vista de las altas expectativas ante este instrumento basado en el mercado surge la pregunta ¿cuáles son sus verdaderos costos y beneficios? Con base en ejemplos de Guatemala, Bolivia y el Perú planteamos algunas reflexiones

críticas al respecto. Sin embargo, a pesar de las debilidades y riesgos en el proceso de certificación, estamos convencidos que este instrumento es imprescindible para adelantar el manejo forestal sostenible, pero también requiere algunas modificaciones para que sea exitoso en gran escala y para que no se convierta en un callejón sin salida. El reto será transformar las debilidades y amenazas de hoy en las fortalezas y oportunidades del mañana y ser consciente de lo que puede y no puede lograr la certificación forestal.

¿Cuál es el avance de la certificación a nivel mundial y en la región?

A primera vista son impresionantes las cifras más recientes del FSC (2001). A mediados del presente año 46 países cuentan con una superficie de 23 689 178 hectáreas certificadas de acuerdo con los criterios e indicadores del FSC. En América Latina la superficie certificada ha alcanzado 2 840 973 ha o sea el 12% del total. Cabe señalar que Bolivia (983 263 ha) y Brasil (869 020 ha) proporcionan el 65% de la superficie certificada en América Latina, pero en términos relativos, la certificación está más avanzada en Centroamérica (Cuadros 1 y 2).

Hasta mediados del año 2001 se ha certificado 26 unidades de manejo forestal (UMF) en Centroamérica para un total de 261 804 ha (FSC 2001), un gran avance en comparación con las ocho UMF de 63 076 ha certificadas hace cuatro años (De Camino y Alfaro 1997). La certificación en Centroamérica también se caracteriza por una alta concentración geográfica, siendo Petén y Belice los que aglutinan el 75% de la superficie certificada en la región.

Tanto en América Latina como en el resto del mundo se ha logrado certificar menos de 1% del área boscosa (Cuadro 1). El proceso de certificación necesariamente es paulatino, pero este bajo porcentaje muestra que su aporte para favorecer la conservación de bosques tropicales ha sido mínimo; sobretodo si se considera que las actuales áreas certificadas son las pocas regiones que, inclusive antes de la certificación, estaban sujetas al buen manejo forestal, o sitios de recién intervención por empresas dis-

Cuadro 1. Área boscosa y superficie de bosques certificados de acuerdo con el sistema FSC mundial, en América Latina y Centroamérica a mediados de 2001 (FAO 2001, FSC 2001).

Cobertura	Área boscosa (ha)	Manejo forestal certificado (ha)	Porcentaje de bosques certificados
Total mundial	3 869 455 000	23 689 178	0,6 %
América Latina	958 647 000	2 840 973	0,3 %
Centroamérica	17 824 000	261 804	1,5 %

Cuadro 2. Superficie de bosques certificados en Centroamérica de acuerdo con el sistema del FSC, 30 de mayo, 2001 (FSC 2001).

	Plantaciones certificadas		Bosque natural certificado		Total certificado	
	No. de unidades de manejo forestal	Superficie (ha)	No. de unidades de manejo forestal	Superficie (ha)	No. de unidades de manejo forestal	Superficie (ha)
Guatemala	-	-	6	100 026	6	100 026
Belice	-	-	1	95 800	1	95 800
Costa Rica	10	35 783	4	9 056	14	44 839
Honduras	-	-	3	19 876	3	19 876
Panamá	2	1 263	-	-	2	1 263
El Salvador	-	-	-	-	-	-
Nicaragua	-	-	-	-	-	-
Total	12	37 046	14	224 758	26	261 804

puestas a invertir y desempeñar la gestión sostenible. Es por eso que el propósito de la certificación de promover el cambio de una indiscriminada explotación forestal al buen manejo ha sido poco alcanzado. Ante este panorama parece bastante ambiciosa la meta del programa de certificación del Banco Mundial (BM) y del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) de pretender aumentar para el año 2005 la superficie sujeta a gestión sostenible a 200 millones de hectáreas, la mitad de las cuales estaría localizada en bosques tropicales (Banco Mundial 1997).

¿Cuál es el estado de la certificación del manejo de bosques comunitarios?

Siendo aún limitadas las contribuciones de la certificación forestal a la conservación de los bosques tropicales, debemos preguntarnos ¿cuál ha sido el avance en términos de asegurar o aumentar los ingresos de productos forestales? En este contexto nos enfocamos en la certificación del manejo de grupos comunitarios, la gran mayoría de los cuales cuenta con bosques naturales (Cuadro 3).

A pesar de la atención que ha recibido la forestería comunitaria durante las dos décadas pasadas, y pese a las fuertes inversiones de ONGs y la Cooperación Internacional, es poco

significativa la superficie de bosques comunitarios certificados (el 2,9% de la superficie certificada en el mundo). Se destaca una alta concentración geográfica; México y Guatemala abarcan el 74% de la superficie de bosques comunitarios certificados del planeta. Una de las razones principales para la pobre representación de bosques comunitarios es la no definición de la tenencia de la tierra. Muchas comunidades en los países tropicales carecen de títulos o amparos legales que les permitan hacer valer sus derechos consuetudinarios. Una excepción es México, donde los llamados ejidos representan una forma tradicional de organización comunitaria reconocida por el estado.

Bolivia también cuenta con una legislación en favor de grupos indígenas y campesinos. Aún así, resulta difícil para grupos comunitarios entrar al proceso de certificación por los altos costos y beneficios inseguros. La única UMF comunitaria certificada en el país es Lomerío (cf. Markopoulos 1997), un conjunto de comunidades indígenas que alcanzó la certificación mediante fuertes insumos de la Agencia de Desarrollo de los Estados Unidos (USAID).

En el Perú, las comunidades nativas y campesinas son relativamente bien reconocidas por el estado, pues

casi dos tercios cuentan con títulos legales de aproximadamente 7 millones hectáreas. La nueva Ley Forestal y de Fauna Silvestre del 2000 y la Reglamentación aprobada en mayo de este año proveen un marco jurídico-legal favorable para el manejo forestal sostenible y la certificación. A partir del 2005, sólo realizará la comercialización interna y externa de productos forestales de bosques manejados, debidamente acreditados por el órgano competente. Además, hay un alto interés por promover la certificación de ONGs y la Cooperación Internacional. Aún así, no ha sido certificada ninguna UMF por el estancamiento del sector forestal durante la década pasada y por que más del 80% de la madera fue abastecida de manera informal (Foro Ecológico 2000) lo que ocasionó que el aprovechamiento forestal de grupos comunitarios ha sido poco competitivo.

Cuadro 3. Superficie total de bosques naturales manejados por grupos comunitarios y certificados de acuerdo con el sistema FSC, 30 de mayo, 2001 (FSC 2001).

N°	País	Superficie (ha)
1	México	409 564
2	Guatemala	100 026
3	Bolivia	52 000
4	Estados Unidos	45 992
5	Alemania	31 704
6	Zimbabwé	24 850
7	Honduras	19 876
8	Papua Nueva Guinea	4 310
9	Suecia	1 450
10	Islas Salomón	1 356
11	Costa Rica	500
12	Canadá	384
Total mundial		692 012

Guatemala no sólo reconoce el aprovechamiento forestal por grupos comunitarios a través de una legislación más apropiada, sino también cuenta con cierta trayectoria. Sin embargo, el avance de bosques comunitarios certificados no tiene sus raíces en la certificación forestal voluntaria, sino que fue impulsado por el estado. Se obligó a los concesionarios en áreas protegidas a obtener la certificación dentro de tres años y mantenerla vigente durante el periodo de la concesión; para las concesiones comunitarias USAID asumió el costo de la certificación.

La falta de un adecuado marco político-legal ha impedido el desarrollo del manejo forestal sostenible por comunidades y su certificación. Salvo algunos ejidos en México, la certificación de bosques comunitarios sólo ha sido factible a través de inversiones de ONGs y la Cooperación Internacional, por tanto el propósito de la certificación de asegurar o aumentar los ingresos de grupos comunitarios implica una política de subsidios por organismos no gubernamentales que tiene poco que ver con mecanismos del mercado. Las subvenciones reflejan la no competitividad de la madera certificada proveniente de bosques comunitarios, caricaturizando el carácter de la certificación como instrumento basado en el mercado. Si el propósito explícito fuera aumentar los ingresos de las comunidades, tenemos que preguntarnos si los recursos para la certificación serían mejor invertidos en otros aportes a las comunidades, sean o no de carácter forestal.

¿Cuáles son los costos de la certificación forestal?

Los costos de la certificación van más allá del costo de la evaluación. Se tiene que tomar en cuenta el costo que implica cumplir las pre-condicionantes, condicionantes y recomendaciones requeridas por el organismo certificador, el costo de las auditorías anuales y costos de transacción incurridos en la búsqueda de nuevos clientes en el mercado. Finalmente se tiene que considerar el costo de certificar la cadena de custodia para aprovechar de las ventajas de los "mercados verdes" para productos certificados.

El costo de una evaluación con fines de certificación varía de acuerdo a la empresa certificadora, la accesibilidad del área, la complejidad del manejo, la composición del equipo certificador y el número de UMF que se evalúa en una visita; el costo mínimo supera los ocho mil dólares, que puede bajar si se evalúa varias UMF en una sola visita. La alta variabilidad de estos factores se refleja en costos de certificación que fluctúan en Centroamérica entre 0,55 y 21 US\$/ha (De Camino y Alfaro 1997). Debido al alto porcentaje de costos fijos en el proceso, el costo es inversamente propor-

cional a la superficie certificada. Eso favorece a los grandes operadores y concesionarios forestales. Para que los costos no sean prohibitivos para los pequeños productores y comunidades, se puede considerar la certificación en grupo. Así se beneficia a economías de escala igual a los grandes productores, pero se corre el riesgo de perder el certificado si uno de los miembros falla.

A menudo el equipo certificador pone requisitos previos (pre-condicionantes) para certificarse, o condicionantes que se deben cumplir durante la vigencia de la certificación. A veces el cumplimiento de las (pre-)condicionantes implica costos superiores al los de la evaluación: se suma el pago de mil a dos mil dólares por año que debe hacer la comunidad para las auditorías anuales estipuladas en el contrato de certificación. Para comercializar productos derivados de madera certificada en el "mercado verde" hay que certificar la cadena de custodia de empresas transformadoras, incurriendo en un costo adicional que encarece el producto final. Además, suben los costos de transacción debido a la búsqueda de canales de distribución alternativos, creación de nuevas relaciones de negocio, cambio de la estrategia de mercadeo, etc.

En la actualidad existen muy pocas comunidades que están dispuestas a invertir un total de no menos de US\$ 15 000 para la evaluación, para cumplir las pre-condicionantes y condicionantes resultantes, y las cuatro auditorías anuales durante la vigencia de la certificación, sin contar otros costos de transacción adicionales. Por otro lado, este conjunto de costos sale relativamente asequible para empresas privadas con decenas de miles de hectáreas de bosques concesionados; por ello, las empresas privadas representan la gran mayoría de las UMF certificadas, lo que hace pensar que la certificación ampliará la brecha entre grandes y pequeños.

¿La madera certificada tiene mayor precio en el mercado?

Existe la expectativa por parte de comunitarios, empresarios y organizaciones para el desarrollo que al obtener la certificación se obtendrán

mejores precios por la madera vendida en el "mercado verde". En realidad esto apenas ha sucedido; faltan nichos de mercado nacional para la madera certificada o el acceso a los "mercados verdes" internacionales. En Centroamérica casi un 80% de la producción total de madera se destina al mercado nacional (De Camino y Alfaro 1997) y en América del Sur este porcentaje posiblemente es más alto. Tomando en cuenta que los mercados nacionales señalizan muy poca demanda por madera certificada – salvo en Brasil donde se ha formado un Grupo de Compradores en São Paulo – quedan por el momento casi exclusivamente los mercados exteriores para realizar el supuesto sobreprecio. Aún allí, los mercados han mostrado poca disposición de premiar las externalidades del manejo forestal sostenible y los costos de certificación. Si bien en el campo internacional la demanda sobrepasa la oferta de madera certificada, eso no se ha materializado en precios competitivos. Investigaciones en los mercados europeos subrayan la baja "voluntad a pagar" un premio para madera certificada; resulta que generalmente no existe disposición de los consumidores de pagar un sobreprecio mayor a 5 ó 10%. Sin embargo, se requiere un precio mucho más alto para que

los beneficios monetarios compensen los costos de certificarse y para que esta madera pueda competir con la no certificada cuyos costos de producción son menores.

Anticipamos que durante los próximos años sigan creciendo los mercados para madera certificada y productos derivados con "sellos verdes", aunque seguirán representando un pequeño porcentaje de los mercados globales. Es improbable que se materialice la esperanza de unos – o la preocupación de otros – de que en pocos años los mercados demanden solo madera certificada. En vista de las macro-tendencias no se puede esperar más del 5% del área boscosa certificada del mundo a finales de la primera década de este siglo. Experiencias en la comercialización de productos agrícolas orgánicos muestran, además, que estos nichos de mercado se saturan relativamente rápido, representando un segmento del mercado que no supera el 10% de la demanda total. En los países tropicales será difícil, incluso a mediano plazo, lograr este porcentaje en mercados nacionales.

¿Cuáles son los otros beneficios de la certificación?

Los beneficios de la certificación no se limitan a la conservación de los

bosques, ni al sobreprecio de los productos certificados. Muchos beneficios en el ámbito comercial, social, político y ambiental son indirectos y a menudo no monetarios.

En términos de comercialización, la certificación ha contribuido a la apertura de mercados y aumento de los precios de determinadas maderas secundarias. Por ejemplo, durante el año 2000, el 90% de las especies secundarias en el Petén fueron compradas por "brokers" con la intención de ubicarlas en el mercado verde. La certificación ha creado cierto ambiente de competencia y ha cambiado el esquema de compra y venta de madera barata de la industria local petenera.

También ha mejorado la imagen de empresas o, como en el caso de Bolivia, de la industria maderera en general. Una mejor imagen no necesariamente se traduce en mejores precios, pero sí permite entrar a mercados que antes no eran accesibles, o logra mantener una posición en el mercado, lo que sin la certificación no hubiera sido posible.

Otro beneficio es la creciente publicidad positiva frente los grupos comunitarios certificados lo que ha atraído fondos externos para apoyar el desempeño de buen manejo. Ejemplos son los incentivos forestales para

La certificación es sólo un proceso complementario dentro de un grupo de instrumentos que se requieren para la conservación de nuestros bosques.



Foto: TRANSFORMACATE.

el manejo de bosques naturales que otorga el Instituto Nacional de Bosques (INAB) en Guatemala, o los fondos aportados por el WWF para el cumplimiento de condicionantes en comunidades certificadas o en vías de certificación.

Además, ha contribuido a mejorar las condiciones sociales en empresas certificadas donde los trabajadores ahora cuentan con seguros, mejores condiciones de trabajo y mayor organización de la empresa comunal mediante el desarrollo de normas internas. Se destaca el aprendizaje de las actividades de manejo forestal comunitario, la formación de líderes y los avances tendientes a la autogestión comunitaria.

En el aspecto político ha fortalecido el reconocimiento de comunidades indígenas y campesinas por el estado, levantando su autoestima y permitiéndoles defender sus derechos sobre la tierra. Si bien la certificación no significa el reconocimiento oficial del acceso a los recursos naturales, sí recalca las demandas territoriales de grupos comunitarios. En Guatemala, además ha contribuido en darles credibilidad y estabilidad a las concesiones comunitarias, por ser improbable que se tome la decisión de rescindir un contrato de concesión certificada cuando se está cumpliendo con los estándares forestales, ambientales y socioeconómicos del FSC.

En el aspecto ambiental un importante beneficio no monetario es la introducción de un sistema de monitoreo y evaluación en áreas boscosas que el Estado tradicionalmente no ha podido controlar por su debilidad institucional.

En términos generales, el logro quizá más grande de la certificación ha sido un llamado a la reflexión sobre la problemática de la pérdida de bosques (tropicales) y la necesidad de introducir cambios hacia la gestión sostenible y su conservación.

Nuevos esquemas para el pago de la certificación

A pesar de los indudables beneficios no monetarios, lo que le interesa a los productores es que los beneficios monetarios sean más altos que los costos

de certificarse. Dado el bajo precio de la madera, debido a la abundancia de recursos forestales en los trópicos americanos (Southgate 1997), estos beneficios monetarios difícilmente se materializarán para la mayoría de los productores. Será imprescindible que los gobiernos nacionales y la comunidad internacional contribuyan para hacer de la certificación un proceso rentable.

En Bolivia la sociedad paga un precio indirecto para la certificación al rebajar el 20% de la patente (tarifa) para concesiones forestales a las empresas certificadas. La sociedad peruana pronto seguirá este ejemplo al ponerse en vigor la nueva legislación forestal. Tales incentivos pueden darse mediante los propios recursos de los gobiernos nacionales o a través de la reinversión de pagos por servicios ambientales por parte de la comunidad internacional.

De igual forma será importante promover acuerdos y alianzas estratégicas entre productores forestales, transformadores de madera, exportadores/importadores y compradores de madera certificada; la certificación de la cadena de custodia será primordial para el establecimiento de dichas alianzas. Transformadores primarios o secundarios certificados tienen un interés propio en que los productores forestales obtengan o mantengan la certificación del manejo forestal. Como parte de acuerdos con los productores, estos transformadores deberían comprometerse al pago de la certificación del manejo de bosques comunitarios.

Alianzas estratégicas y nuevos canales de comercialización

Los precios de la madera certificada en los mercados nacionales e internacionales todavía no han alcanzado la altura deseada. Sin embargo, no debemos fijarnos únicamente en el análisis de mercados actuales pues se corre el riesgo de hacer inferencias retrospectivas, afirmando el pasado e ignorando futuras posibilidades. La toma de decisiones estratégicas no sólo requiere un buen entendimiento de tendencias pasadas y actuales, sino también ideas creativas e innovadoras. Uno de estos caminos aún poco explorados es

el establecimiento de alianzas estratégicas entre grupos comunitarios que producen madera tropical certificada y municipios en el Norte que se comprometen a comprar esta madera para construcciones públicas. Estas alianzas servirán para acortar la cadena de comercialización y los grupos comunitarios beneficiarán de las ganancias resultantes.

Cabe recordar que en Europa, sobre todo en Alemania y los Países Bajos, más que 700 municipios se han comprometido a partir de los años 90 a boicotear la madera tropical como reacción a la progresiva deforestación en los trópicos. Esta toma de conciencia puede servir como punto de partida para un debate sobre los beneficios de la certificación. El desafío ahora es convencer a los consejeros municipales de que sellos como el del FSC garantizan el buen manejo forestal y que la compra de madera certificada promueve el desarrollo de las comunidades a quienes comprarán la madera.

También pueden jugar un papel promotor los gobiernos nacionales si compran madera certificada para construcciones públicas. Estos tipos de alianzas Sur-Sur y Norte-Sur asegurarán un "negocio justo" más allá del mercado plenamente libre que generalmente no premia las externalidades del buen manejo forestal. Los gobiernos nacionales pueden contribuir a reducir el costo de la certificación internalizando parte de los pagos para servicios ambientales al proceso de certificación.

Al fin, el sector privado, aportado por ONG y la Cooperación Internacional, debe enfocarse en el desarrollo de innovadoras y creativas estrategias de mercadeo, pues sólo consumidores bien informados y conscientes de las calidades del producto estarán dispuestos de pagar un sobreprecio por las externalidades del modo de producción. Hasta la fecha el consumidor final, a quien en el fondo se dirige la certificación, ha sido negado del proceso. Las estrategias de mercadeo deben adecuarse a las realidades de los varios tipos de actuales y potenciales consumidores, sean ellos individuales o corporativos.

Respaldo político para la forestería comunitaria y su certificación

¿Es adecuado el marco político-legal para el manejo forestal sostenible en América Latina? Obviamente la respuesta varía según el país; mientras Bolivia y recientemente el Perú cuentan con una legislación forestal bastante "moderna", la mayoría de los países carece aún el fundamento legal para iniciar y fortalecer el manejo forestal sostenible. Peor, con la excepción de México y en cierta medida Guatemala y Honduras, ningún gobierno latinoamericano se ha comprometido a robustecer la forestería comunitaria. La visión dominante es que los bosques son propiedad del Estado quien otorga derechos usufructuarios o concesiones para el aprovechamiento forestal. Mientras la forestería comunitaria no reciba el debido respaldo político son poco prometedoras las perspectivas de su certificación.

Hacia la consolidación del proceso de certificación

Es común juzgar el éxito de este proceso en términos de la creciente superficie certificada, sugiriendo que la certificación es una meta en sí. Esto es erróneo si el aumento neto del área de bosque bajo gestión forestal es mínimo comparado a los altos costos incurridos en la certificación. Debemos considerar que a la fecha se han certificado más que todo áreas que han sido sujetas al buen manejo por muchos años. Existen pocos ejemplos como los de Bolivia donde se certificó el manejo de sitios de reciente intervención y son aún menos los lugares donde la explotación indiscriminada se ha convertido en un manejo forestal sostenible. La certificación forestal se consolidará y ganará credibilidad al comprobar su impacto a dicha conversión.

Sin lugar a dudas, la Cooperación Internacional, el WWF/BM y ONGs nacionales han cumplido un papel proactivo en este proceso. Por otro lado, los masivos insumos brindados por entidades ajenas a la cadena de comercialización corren el riesgo de iniciar caminos que impidan la amplia participación de los actores claves al determinar tanto la velocidad como la magnitud de los cambios requeridos;

cabe destacar que procesos poco participativos a menudo carecen de sostenibilidad. El fuerte empuje externo implica que se certificará cada vez más UMF basado en una promesa hacia el futuro, y no como prevé la filosofía de la certificación en la buena trayectoria del manejo forestal. Este procedimiento parece pragmático, en particular en áreas que sólo recién han sido abiertas para el aprovechamiento forestal, pero aumenta el riesgo de fracasos. Sin embargo, existen grupos poderosos en los Estados Unidos, Europa y en los mismos países tropicales que están opuestos a la certificación, especialmente al sistema del FSC; por tanto se corre el peligro de que unos ejemplos de fracaso sean utilizados por ellos para comprometer todo el proceso. En vez del "certificar por certificar" proponemos un procedimiento más pausado que permita introducir y consolidar el manejo forestal sostenible antes de que se promueva la certificación.

Consideración final

Es importante percatarse que "la certificación forestal es una herramienta más para la protección de los bosques y el mejoramiento del manejo forestal y del acceso a los mercados. Sin embargo es necesario aclarar que es sólo un instrumento complementario dentro de un conjunto de instrumentos que podrían utilizarse a corto y mediano plazo" (De Camino y Alfaro 1997, énfasis adicionados). Existen sólo dos conceptos basados en el mercado que pretenden conservar los bosques tropicales: la certificación forestal y el pago de servicios ambien-

tales. Este último es aún muy incipiente y las expectativas al respecto parecen sobredimensionadas al igual que en la certificación. La amplia gama de causas de la deforestación tropical requiere una gama igualmente amplia de soluciones. Entre ellas, la certificación tiene y seguirá teniendo su campo como herramienta de mercado complementaria a instrumentos político-legales, como el establecimiento de áreas protegidas, zonas de amortiguamiento y la promulgación de normas y regulaciones para el buen manejo forestal. Ninguna de estas herramientas por sí sola garantizará la conservación de bosques tropicales en gran escala; más bien, será la combinación de determinadas herramientas de acuerdo con las respectivas características ecológicas, económicas y socio-políticas de cada región, la que asegurará el funcionamiento continuo de los ecosistemas forestales en los trópicos, así como la supervivencia y el sustento sostenible de los pobladores forestales.



Dietmar Stoian
Área de Economía y
Sociología Ambiental,
stoian@catie.ac.cr;

Fernando Carrera
Área de Manejo y Conservación
de Bosques y Biodiversidad
fcarrera@catie.ac.cr;

7170 CATIE
Tel: (506) 558-2619

Literatura citada

- Banco Mundial. 1997. El Banco Mundial y el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) aúnan fuerzas para conservar los bosques del planeta (en línea). Noticias del Banco Mundial (28 de ago. 1997). Consultado el 30 de jun. 2001. Disponible en <http://www.worldbank.org/html/extdr/extcs/es/0828es.htm#wwb>
- De Camino, R; Alfaro, M. 1997. Certificación forestal en Centroamérica. PROARCA/CAPAS, San José, C.R.
- FAO. 2001. Global Forest Resources Assessment 2000 homepage (en línea). Roma. Consultado el 26 de jun. 2001. Disponible en <http://www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp>
- Foro Ecológico 2000. Aportes para una ley de recursos forestales y de fauna silvestre promotora de la inversión privada, la gestión pública

eficiente y la participación ciudadana: Proyecto de Ley Ampliatoria y Modificatoria de la Ley N° 27308. Foro Ecológico, Lima.

FSC (Forest Stewardship Council) 2001. Lista de bosques certificados (en línea). Consultado el 29 de jun. 2001. Disponible en http://www.fsoax.org/pag_esp.htm

Markopoulos, M. 1998. The impacts of certification on community forest enterprises: A case study of the Lomerío Community Forest Management Project, Bolivia. Forestry and Land Use Series 13. International Institute for Environment and Development (IIED), London.

Southgate, D. 1997. Alternatives for habitat protection and rural income generation. IDB, Washington, D.C.

Discriminación de diferentes tipos de bosque tropical mediante imágenes de satélite y datos auxiliares

RESUMEN

Se presenta un procedimiento de análisis de datos espectrales y geográficos que permite obtener estimados de las probabilidades *a priori* de las categorías de cobertura del suelo en función del contexto geográfico. El modelo de probabilidades *a priori* así generado, se utilizó para realizar una clasificación bayesiana de máxima verosimilitud de una imagen Landsat TM, de la Región Central de Costa Rica. Después de modificar las probabilidades *a priori* la consistencia total de la clasificación en los sitios de entrenamiento mejoró de 74,6% (clasificación tradicional de máxima verosimilitud con probabilidades *a priori* iguales) a 91,9%, mientras que la precisión total de la clasificación en sitios controlados en el terreno por investigadores independientes mejoró de 68,7% a 89%. La precisión de la clasificación mejoró sobre todo para las categorías de bosques que son espectralmente similares.

Palabras clave: Bosque tropical; teledetección; espectrometría; cubierta vegetal; análisis estadístico; Costa Rica.

SUMMARY

Distinction of different tropical forest types using satellite images and auxiliary (or supplementary) data. This paper proposes a data analysis procedure that generates probability estimates from class frequencies modeled with ancillary data and a Mahalanobis Distance threshold of previously classified pixels. Using this approach for the classification of an entire Landsat TM scene of central Costa Rica, it was possible to model the *a priori* class prior probabilities of 33 land cover categories in 537 geographical strata. After modifying the prior probabilities, the overall classification consistency of the training sites improved from 74.6% (traditional equal *a priori* maximum likelihood classification) to 91.9%, while the overall classification accuracy of sites controlled in the field by independent studies improved from 68.7% to 89.0%. The classification accuracy was most improved for the spectrally similar forest categories.

Keywords: Tropical forests; teledetection; spectrometry; vegetal cover; statistical analysis; Costa Rica.

Si logramos crear un modelo de la variación espacial de las probabilidades *a priori* de los diferentes tipos de bosque tropical mejoraremos la capacidad de discriminarlos.

Lucio Pedroni

Las diferencias espectrales entre bosques primarios, aprovechados y secundarios son muy sutiles. Por ello, esta investigación buscó un método de clasificación que permita realzar las diferencias entre las categorías mediante datos auxiliares. La hipótesis subyacente del estudio es que relaciones espaciales, entre las categorías de cobertura del suelo y ciertas variables del paisaje, podrían ser descritas cuantitativamente y luego incorporadas en el algoritmo de clasificación.

Se realizó un estudio de caso en la Región Central de Costa Rica y fueron consideradas como variables auxiliares tres características del paisaje: elevación sobre el nivel del mar, acce-

sibilidad y distancia desde la línea costera del Océano Pacífico.

La variable elevación se consideró como un parámetro útil para mejorar la discriminación de categorías que ocurren en rangos específicos de elevación, como los manglares, las plantaciones de café, el páramo y otros cultivos tropicales. Entre estas categorías, contaron también los bosques secundarios, puesto que los patrones de sucesión secundaria varían de acuerdo con la elevación (Finegan 1992 y 1996, Kappelle 1995, Kappelle *et al.* 1996).

La accesibilidad se definió como el tiempo en minutos requerido para alcanzar a pie un punto desde la carretera más cercana. Se supuso que esta variable podía contribuir a mejorar la discriminación de categorías de cobertura del suelo inducidas o establecidas por el ser humano, como cultivos, pastos, bosques secundarios y bosques aprovechados para la producción de madera.

La relación espacial entre las condiciones de acceso, el uso de la tierra y la probabilidad de deforestación ha sido documentada en numerosos estudios. En Costa Rica, por ejemplo, una relación entre deforestación y clima, pendiente, fertilidad del suelo e infraestructura para el acceso ha sido demostrada por Sader y Joyce (1988) y Veldkamp *et al.* (1992). La correlación entre deforestación y atributos del paisaje, especialmente las condiciones de acceso, fueron reportadas también en Brasil (Stone *et al.* 1991, Moran *et al.* 1994), Guatemala (Sader 1995), Guinea (Gilruth *et al.* 1995), Honduras (Ludeke *et al.* 1990), Madagascar (Green y Sussman 1990), México (Dirzo y García 1992), las Filipinas (Kummer y Tuner 1994). Puesto que los bosques secundarios se desarrollan en áreas deforestadas para dar paso a la agricultura o ganadería y luego fueron abandonadas, se esperó encontrar con una relación entre condiciones de acceso y la presencia de bosques secundarios.

Finalmente, en las condiciones específicas de la imagen de satélite estudiada, se observó que ciertas categorías de cobertura del suelo ocurrían

solamente en ciertos rangos de distancia desde la línea costera del Pacífico. Entre éstas, los manglares (solamente cerca de la costa), las plantaciones de palma aceitera (también solamente a pocos kilómetros de la costa), las plantaciones de banano (más frecuentes en la Región Atlántica, y por lo tanto a varios kilómetros de la costa del Pacífico) y los bosques inundados dominados por los yolillos (una palmera, también más frecuente en la zona Atlántica).

Las técnicas más comunes para utilizar datos auxiliares en la clasificación de datos multi-espectrales han sido resumidas por Hutchinson (1982) y Jensen (1996), entre otros. La técnica quizás más sencilla consiste en agregar una capa de datos auxiliares a los espectrales, antes de realizar la clasificación. Sin embargo, este método presenta sus inconvenientes; muchas variables de paisaje tienen distribuciones poco simétricas o hasta multimodales lo que viola el supuesto de normalidad requerido para la clasificación de máxima verosimilitud (Hutchinson 1982, Flack 1995, Jensen 1996). Para evitar este problema, algunos autores han estratificado la imagen antes del análisis espectral y clasificado cada estrato por separado (Franklin y Wilson, 1992), o bien, recodificado las clases espectrales según el estrato, después de la clasificación (Hutchinson 1982, Cibula y Nyquist 1987). Éstas son técnicas sencillas para utilizar datos de variables auxiliares en el proceso de análisis de imágenes digitales. Sin embargo, las prácticas de este tipo tienen la desventaja de generar artefactos (bordes) en la imagen clasificada, consecuencia de su naturaleza demasiado determinística y poco flexible (Maselli *et al.* 1995).

Una técnica que permite incorporar los datos de variables auxiliares en el proceso de clasificación sin requerir supuestos sobre la distribución y que no causa efectos determinísticos indeseables en el resultado es la modificación de las probabilidades *a priori* o clasificación Bayesiana (Swain y Davis 1978, Strahler 1980, Hutchinson 1982, Mather 1985, Maselli *et al.* 1995). Para

entender este método es necesario revisar brevemente la matemática de la clasificación por máxima verosimilitud.

La regla de decisión de máxima verosimilitud se basa en un estimado normal (Gaussiano) de la función de densidad de probabilidad (en inglés: *probability density function*) de cada clase de cobertura del suelo. La función de densidad de probabilidad de un pixel¹ x_k puede expresarse así (Foody *et al.* 1992):

$$p(x_k | i) = \frac{e^{-1/2(x_k - u_i)'V_i^{-1}(x_k - u_i)}}{[(2\pi)^{n/2} |V_i|^{1/2}]}$$

donde:

- $p(x_k | i)$ función de densidad de probabilidad del pixel x_k como miembro de la clase i
- n número de canales presentes en la imagen
- x_k vector de datos del pixel en todas las bandas
- u_i vector promedio de la clase i para todos los pixeles, y
- V_i matriz de varianza y covarianza de la clase i .

La regla de decisión de máxima verosimilitud asigna el pixel x_k a la clase por la cual la ecuación resulta en el valor más alto de probabilidad. En la práctica, los algoritmos de clasificación de los programas de procesamiento de imágenes utilizan una forma logarítmica de la regla de decisión por máxima verosimilitud, donde todas las constantes se eliminan. Como demuestra Strahler (1980), después de algunas transformaciones matemáticas, la regla de decisión por máxima verosimilitud puede ser escrita de la manera siguiente:

$$F_{i,k}(x_k) = \ln |V_i| + (x_k - u_i)'V_i^{-1}(x_k - u_i)$$

Donde $F_{i,k}(x_k)$ se conoce como la "función discriminante". El pixel x_k se clasifica en la categoría donde la función discriminante resulta del valor más bajo.

La regla de decisión Bayesiana es idéntica a la regla de máxima verosimilitud, pero no da por sentado que

¹ Un "pixel" es el elemento más pequeño de una imagen digital. En el caso de una imagen Landsat T corresponde a un área de 28.5 x 28.5 metros.

cada categoría tiene exactamente la misma probabilidad de ocurrir. En casi todas las aplicaciones de percepción remota, algunas categorías de cobertura del suelo ocurren con mayor frecuencia que otras. La regla de decisión de máxima verosimilitud puede ser modificada para tomar en cuenta estas "probabilidades *a priori*" o "pesos" de las categorías. Las probabilidades *a priori* pueden entonces entenderse como la proporción de superficie esperada por cada una de las categorías de cobertura del suelo dentro de un área particular de estudio. La inclusión de las probabilidades *a priori* en la regla de decisión de máxima verosimilitud ocurre por medio de una transformación matemática de la Ley de Probabilidades Condicionales (Strahler 1980). El resultado de dichas transformaciones es la adición del término $-2\ln P_i$ a la función discriminante:

$$F_{2,k}(x_k) = \ln |V_i| + (x_k - u_i)' V_i^{-1} (x_k - u_i) - 2\ln P_i$$

donde:

P_i probabilidad *a priori* de la clase i , y

$F_{2,k}(x_k)$ función discriminante que toma en cuenta las probabilidades *a priori*.

De forma gráfica se puede observar que el límite de decisión de la regla de máxima verosimilitud varía cuando se modifican las probabilidades *a priori* (Gráfico 1). Como consecuencia de esta variación se asigna un rango más amplio de valores espectrales (o números digitales) a la clase más frecuente o probable (A) y uno menor a la clase menos probable (B). En el caso extremo, cuando la probabilidad *a priori* de la clase B es cero, todos los píxeles se asignan a la clase A.

Cuando el contexto ecológico o geográfico de un pixel puede expresarse en función de una o más variables auxiliares para las que existen datos digitales, entonces la probabilidad *a priori* de las clases puede ser estimada en función de estas variables auxiliares y por cada pixel individualmente. Por ejemplo, un pixel ubicado cerca de la costa pacífica de Costa Rica, y que en realidad corresponde a un bosque de mangle, puede asignarse una probabilidad *a priori* muy baja para la categoría "páramo subalpino" y una probabilidad *a priori* muy alta para la categoría "bosque de mangle". Lo opuesto ocurriría para un pixel ubicado en una localidad de alta montaña con vegetación de páramo. De esta forma la probabilidad de obtener una clasificación correcta para ambos píxeles es más alta que utilizando el método tradicional de máxima verosimilitud, el cual supondría probabilidades *a priori* iguales por cada categoría en cualquier ubicación.

En la práctica, no es posible estimar probabilidades *a priori* distintas por cada pixel de una imagen; sin embargo, las variables auxiliares pueden ser utilizadas para fragmentar el área de estudio en estratos homogéneos, donde las condiciones ecológicas y geográficas varían tan poco que no sería posible suponer una variabilidad espacial de las probabilidades *a priori* de las clases de interés. Dentro de cada uno de estos estratos, las frecuencias observadas o estimadas de las categorías (por ejemplo, mediante un muestreo estratificado al azar en el terreno) pueden ser utilizadas para estimar las probabilidades *a priori*.

Se ha demostrado que modificando las probabilidades *a priori* en la clasificación de máxima verosimilitud se puede mejorar la precisión de la clasificación de categorías de cobertura espectralmente similares, sin afectar la decisión de clasificación para las clases espectrales cuyo patrón espectral de por sí no se confunden con otros (Mather 1985, Maselli *et al.* 1995). Sin embargo, la necesidad de realizar un muestreo estratificado al azar para obtener estimados de las frecuencias de las clases ha sido un gran inconveniente de este método en la mayoría de las aplicaciones. Sobre todo en ambientes tropicales de gran extensión, donde porciones importantes del territorio pueden tener condiciones prohibitivas de acceso o no estar cubiertos por fotografías aéreas recientes, realizar un muestreo al azar puede resultar muy costoso. Por esta razón, el método de clasificación Bayesiano no ha sido aplicado muy a menudo. En esta investigación se probó un método que permite solucionar el problema del estimado de las probabilidades *a priori* en áreas grandes, complejas y de difícil acceso.

Materiales y métodos

El ámbito tropical seleccionado es la región central de Costa Rica correspondiente a la paso 15 y fila 53 de Landsat TM (Figura 1).

La región de estudio incluye alrededor de 30 950 km² lo que representa una superficie de terreno relativamente "grande" si se compara con otras áreas analizadas en experimentos anteriores de clasificación de bosques secundarios tropicales (Brondi-

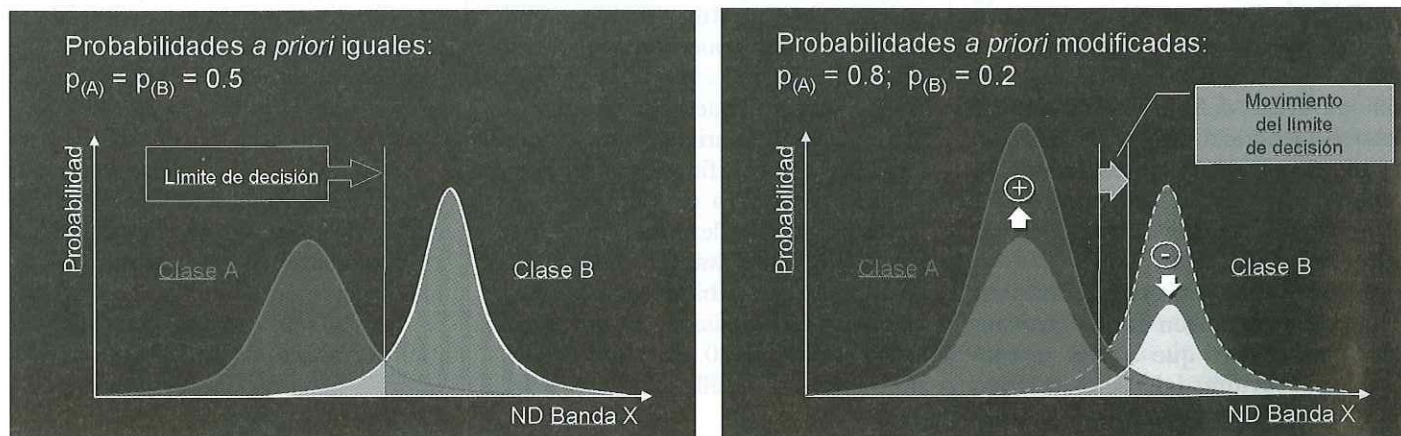
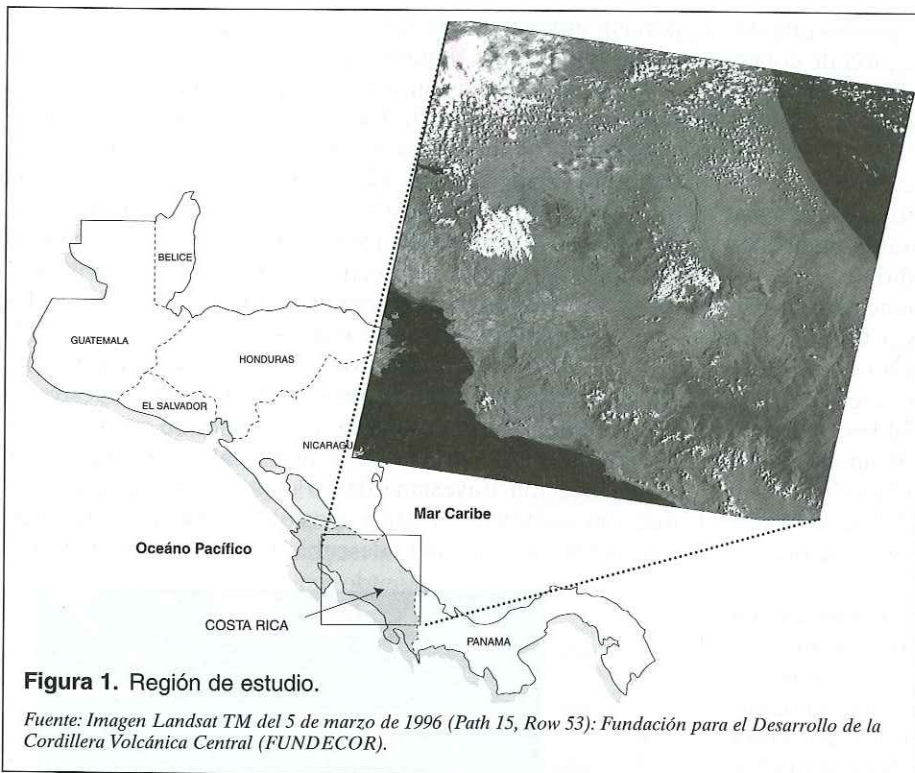


Gráfico 1. Movimientos del límite de decisión de máxima verosimilitud causado por probabilidades *a priori* modificadas.



zio *et al.* 1996, Foody y Curran 1994, Foody *et al.* 1996, Helmer 1999, Li *et al.* 1994, Mausel *et al.* 1993). Cerca de 5 433 km² (17,5%) de esta región está cubierta por agua; el resto son tierras con elevaciones entre 0 y 3 825 metros sobre el nivel del mar.

Debido a la presencia de la Cordillera Volcánica Central y la Cordillera de Talamanca y por la influencia de los vientos alisios, las condiciones climáticas son muy variables; sus valores de precipitación anual varían entre 1400 mm año⁻¹ a más de 7000 mm año⁻¹ (IMN 1987). En este rango de condiciones climáticas (y de sustrato) existen numerosos ecosistemas naturales, 12 zonas de vida y 11 zonas de transición, según el sistema de clasificación de Holdridge *et al.* (1971). Como consecuencia de esta diversidad en condiciones de humedad, vegetación y topografía, los patrones espectrales son particularmente complejos y difíciles de diferenciar. Además, el tamaño relativamente pequeño de la mayoría de las propiedades, la presencia de numerosas fincas de uso múltiple, el alto grado de fragmentación de los bosques, la topografía quebrada y la presencia constante de nubes y neblinas hacen que esta región sea bastante difícil de estudiar con datos Landsat.

Con el fin de trabajar con porciones de imagen correspondientes a condiciones ecológicas y geográficas más homogéneas, se estratificó dicha área utilizando las tres variables auxiliares; elevación sobre el nivel del mar, tiempo de acceso y distancia desde la costa del Océano Pacífico. Para reducir el número de estratos que hubiera resultado de la combinación lineal de las tres variables (256³ estratos, utilizando datos en 8 bits), la estratificación se efectuó identificando 537 conglomerados de datos con el algoritmo ISODATA del programa ERDAS Imagine 8.3.1.

Determinar la frecuencia de las categorías mediante un muestreo estratificado al azar en el terreno, o con fotografías aéreas hubiera sido difícil de concluir por cada uno de estos 537 estratos. Por lo tanto, se buscó un método alternativo, pero más práctico, basado en el modelaje estadístico de las frecuencias. El primer paso de este método fue realizar una clasificación supervisada de máxima verosimilitud, sin estratificación y sin modificación de las probabilidades *a priori*. Luego, utilizando la Distancia de Mahalanobis (DM), se seleccionaron los píxeles clasificados cuyos valores espectrales eran lo más cercanos a los vectores

promedio de las estadísticas de entrenamiento (o clases espectrales definidas con el método supervisado). La finalidad de este paso era utilizar, más adelante, los píxeles seleccionados como muestra de frecuencia de las categorías en cada estrato. Para la selección de los píxeles se optó por la DM, por ser quizás la mejor medida estadística para determinar la similitud espectral entre un píxel y el promedio de una clase espectral (Foody *et al.* 1992). Matemáticamente, la DM se describe mediante la siguiente fórmula:

$$DM = (x_k - u_i)' V_i^{-1} (x_k - u_i),$$

donde:

- DM distancia de Mahalanobis entre el píxel x_k y el promedio de la clase i
- u_i vector promedio de la clase i para todos los píxeles, y
- V_i matriz de varianza y covarianza de la clase i (Foody *et al.* 1992).

Al seleccionar los píxeles con DM más corta, se supuso que un alto grado de similitud espectral entre un píxel clasificado y el promedio de la clase espectral asignada fuera un indicio de alta probabilidad de clasificación correcta. Sin embargo, aunque el umbral para la DM fue definido para un nivel de confianza bastante alto (95%), no era posible dar por sentado que todos los 909 311 píxeles que superaron este criterio de selección habían sido clasificados de forma correcta. En efecto, no podía excluirse la posibilidad que aún entre los píxeles espectralmente idénticos al promedio de las clases espectrales, alguna pequeña proporción de píxeles pudiera estar mal clasificada, puesto que los patrones espectrales de categorías distintas de cobertura del suelo a menudo se traslapan, sobre todo en el caso de los bosques. Por lo tanto, el uso incontrolado de los píxeles seleccionados con la DM, como muestra de frecuencia de las categorías de cobertura del suelo, hubiera sesgado el estimado de las probabilidades *a priori*. Para minimizar esta posibilidad, todos los píxeles seleccionados con la DM fueron sometidos a una prueba de credibilidad. Aquellos cuya asignación de clase no resultaba creíble fueron eliminados, antes de utilizar los remanentes para estimar las frecuencias de las clases

dentro de cada estrato. Para identificar los píxeles que debían eliminarse se determinó, por cada categoría de cobertura del suelo, el rango de valores de elevación, accesibilidad, y distancia desde la costa del Pacífico que se consideró posible para cada una de las clases espectrales. Estos rangos de valores fueron definidos mediante revisión de literatura, entrevistas a expertos locales y la experiencia personal sobre la distribución geográfica de las diferentes categorías de cobertura del suelo en la región de estudio.

El siguiente paso para modelar las frecuencias de las categorías en cada estrato consistió en agregar 0,1 píxeles a las frecuencias de cada grupo que no podía ser excluido de un estrato en particular, de acuerdo con los rangos de valor definido por cada categoría en las tres variables auxiliares. Como ya comprobaron Maselli, Filippis y Romani (1995), esta manipulación de los datos de frecuencia es necesaria para evitar que una categoría de cobertura del suelo sea excluida de un estrato en particular solo por no estar presente en la muestra de frecuencia.

Por último, los píxeles de los sitios de entrenamiento se sumaron a la muestra de frecuencia, lo que originó un cuerpo de 764 636 píxeles. De éstos 14,38% se obtuvieron de los datos de entrenamiento y 85,62% fueron seleccionados con el criterio de la DM y superaron la prueba de credibilidad geográfica. El tamaño de la muestra (764 636 puntos) hubiera sido imposible recolectar mediante las técnicas de muestreo estratificado al azar en el terreno, pero fue suficientemente grande para estimar la frecuencia de 33 categorías de cobertura del suelo en 537 estratos. Como estimado de las probabilidades *a priori* en cada estrato se utilizaron los valores relativos de las frecuencias estimadas.

Finalmente, para realizar la clasificación Bayesiana en los diferentes estratos de la imagen, se prepararon diversas macros en el lenguaje EML y SML de ERDAS Imagine. La función de estos programas era relacionar los estratos geográficos con sus correspondientes estimados de las probabilidades *a priori*. Para clasificar en secuencia cada estrato y luego unir el resultado de todas las clasificaciones se escribió un programa en Visual Basic.

Para comparar los resultados de la clasificación Bayesiana con aquellos obtenidos con la supervisión tradicional se generaron las dos siguientes matrices:

- Consistencia de la clasificación de los datos de entrenamiento (979 sitios, de los que 826 fueron visitados en el campo y 153 identificados mediante interpretación visual de la imagen)

- Precisión de la clasificación de datos de control obtenidos de 252 sitios visitados y descritos en el terreno por investigadores independientes (Helmer 1999 y FUNDECOR 1996).

Resultados

Las probabilidades *a priori* se representan en función de las tres variables utilizadas para estratificar la región de estudio. Para la mayoría de las categorías, la probabilidad de ocurrencia varía entre 0% y 100%, demostrando un patrón muy en contraste con el supuesto implícito de la clasificación tradicional con probabilidades *a priori* iguales, donde cada categoría tiene siempre la misma probabilidad de ocurrir (3,03% en un esquema de clasificación en 33 cate-

gorías), independientemente del valor que suponen las variables del paisaje (Figura 2).

La mayor precisión con la clasificación Bayesiana se muestra en el Cuadro 1. La consistencia total de la clasificación Bayesiana en los 979 sitios de entrenamiento fue, con 91% (Kappa 0,914), 17,3% más alta de la consistencia que se alcanzó con la clasificación con probabilidades *a priori* iguales. La precisión total en los 252 sitios de control fue de 89% y 68,7% respectivamente. Las categorías que mostraron los mayores incrementos en precisión fueron las espectralmente similares de bosque.

Una comparación visual de los resultados de las dos clasificaciones, para dos porciones de la imagen se muestra en la figura 3. La primera porción corresponde a una región nubosa sobre el mar Caribe, donde resalta la capacidad de la clasificación Bayesiana de no dejar clasificar categorías que son contextualmente imposibles, como las categorías “áreas urbanas” y “suelo descubierto” que no pueden exis-

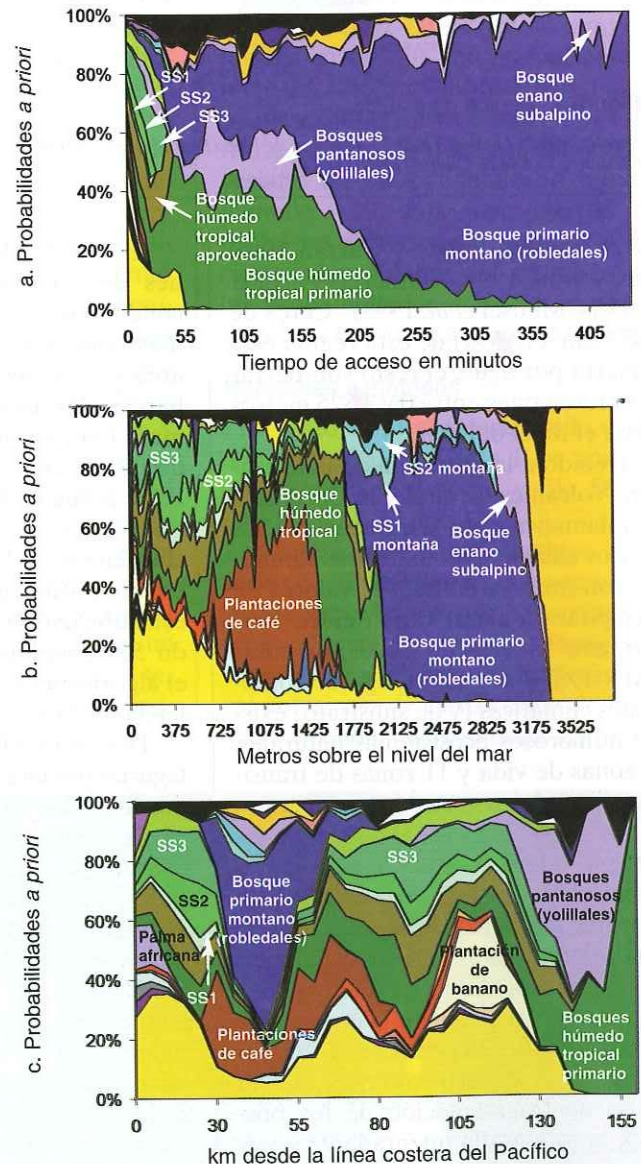


Figura 2. Modelo de probabilidad *a priori* en función de: a. tiempo de acceso. b. elevación sobre el nivel del mar. c. distancia desde la línea costera del océano Pacífico.

tir en el medio del mar. La segunda porción corresponde a una región de la zona atlántica de Costa Rica. Aquí se observa que la clasificación Bayesiana no produce un efecto de "sal y pimienta"² tan pronunciado como en la clasificación tradicional.

Conclusiones

La discriminación de bosques secundarios y alterados mediante la clasificación de datos Landsat TM ha sido posible en regiones tropicales de bajo relieve y con poca fragmentación de la cubierta forestal (Brondizio *et al.* 1996, Foody y Curran 1994, Foody *et al.* 1996, Li *et al.* 1994, Mausel *et al.* 1993, Moran *et al.* 1994). Los requerimientos para los autores que han obtenido tales éxitos han sido datos de terreno de alta densidad y calidad, y operaciones sobre el algoritmo de clasificación. Sin embargo, en regiones tropicales más complejas no ha sido posible, hasta la fecha, obtener resultados similares. La topografía quebrada, alta diversidad ecológica, fragmentación avanzada en las áreas de bosque e intervención humana permanente son factores que complican los patrones espectrales y reducen la posibilidad de obtener adecuados niveles de discriminación, solo analizando los datos espectrales. En dichas circunstancias, el uso de datos auxiliares para describir las condiciones de sitio y cuantificar las relaciones espaciales entre las diferentes categorías de cobertura del suelo y las condiciones del sitio pueden ser de gran utilidad para mejorar la calidad de la clasificación.

El método de clasificación Bayesiano, utilizado en la presente investigación, produjo una mejor clasificación del método convencional de máxima verosimilitud con probabilidades *a priori* iguales y representa, por tanto, una alternativa de clasificación prometedora para regiones tropicales complejas. La estimación de las probabilidades *a priori* se realizó utilizando una nueva técnica de modelaje en computadora. Esta técnica constituye una alternativa de bajo costo al método tradicional de mues-

² Bajo efecto "sal y pimienta" se entiende la presencia de numerosos píxeles individuales mal clasificados. El efecto visual es parecido a que se haya esparcido "sal y pimienta" sobre el mapa de cobertura del suelo producido por la clasificación.

Cuadro 1. Porcentaje de consistencia y precisión total de la clasificación

Categoría de cobertura del suelo	Consistencia de la clasificación en los sitios de entrenamiento			Precisión de la clasificación en los sitios de control		
	n	Prob. a priori iguales	Prob. a priori modificadas	n	Prob. a priori iguales	Prob. a priori modificadas
Potrereros	27970	90,4	96,9	1763	86,3	95,0
Cultivos anuales	2592	88,8	97,1	0	---	---
Suelo agrícola arado	2997	93,9	99,0	0	---	---
Caña de azúcar	7624	94,2	98,8	482	67,6	82,8
Cultivos de ornamentales	715	70,1	96,6	0	---	---
Cultivos de piña	1033	99,8	100,0	297	98,3	98,3
Viveros bajo cedazo	905	98,3	100,0	236	94,9	95,8
Agricultura mixta	543	25,1	55,9	0	---	---
Plantaciones de bambú	3322	65,9	93,5	0	---	---
Plantaciones de banano	22841	81,9	97,9	355	84,5	96,3
Plantaciones de frutales	4383	61,9	85,8	246	50,8	69,9
Plantaciones de café	4890	77,6	95,4	528	79,9	97,2
Plantaciones de palma africana	3868	69,0	94,5	170	52,4	88,2
Cultivos de palmito	2680	79,6	90,1	0	---	---
Bosque primario	7819	45,4	82,0	1706	34,6	93,8
Bosque primario alterado	8347	27,5	71,6	285	26,7	55,8
SS ⁽¹⁾ inicial	1694	33,0	66,0	0	---	---
SS ⁽¹⁾ intermedia	3673	29,8	66,0	0	---	---
SS ⁽¹⁾ avanzada	7514	31,1	68,6	296	57,8	77,4
Bosques pantanosos	7201	64,2	96,0	352	85,2	97,7
Plantaciones forestales	7108	55,8	87,0	412	40,5	55,6
Bosque primario montano	8109	83,7	99,1	2115	71,6	95,4
SS ⁽²⁾ inicial montana	589	55,5	84,7	494	15,8	58,9
SS ⁽²⁾ avanzada montana	669	50,8	63,8	618	30,3	73,9
Bosque enano subalpino	267	67,7	67,5	444	11,9	48,2
PS ⁽³⁾ en derrumbes montanos	82	89,2	98,8	0	---	---
Manglares	2513	93,0	99,2	490	95,1	95,9
Páramo subalpino	1920	99,1	99,8	1782	86,9	93,0
Suelo descubierto	1821	97,4	99,9	160	70,0	93,8
Áreas urbanas	742	96,6	100,0	160	48,8	84,4
Agua	10426	99,9	100,0	754	99,9	100,0
Nubes	3589	100,0	100,0	963	100,0	100,0
Sombras	4020	99,7	99,9	98	89,8	98,9
Precisión total		74,6	91,9		68,7	89,0
Kappa		0,73	0,91		0,66	0,88

(¹) Sucesión secundaria en tierras tropicales húmedas de baja elevación según el modelo de sucesión de Finegan (1996)
 (²) Sucesión secundaria en bosques húmedos montanos según el modelo de Kappelle (1995)
 (³) Sucesión primaria (sobre substratos nuevos)

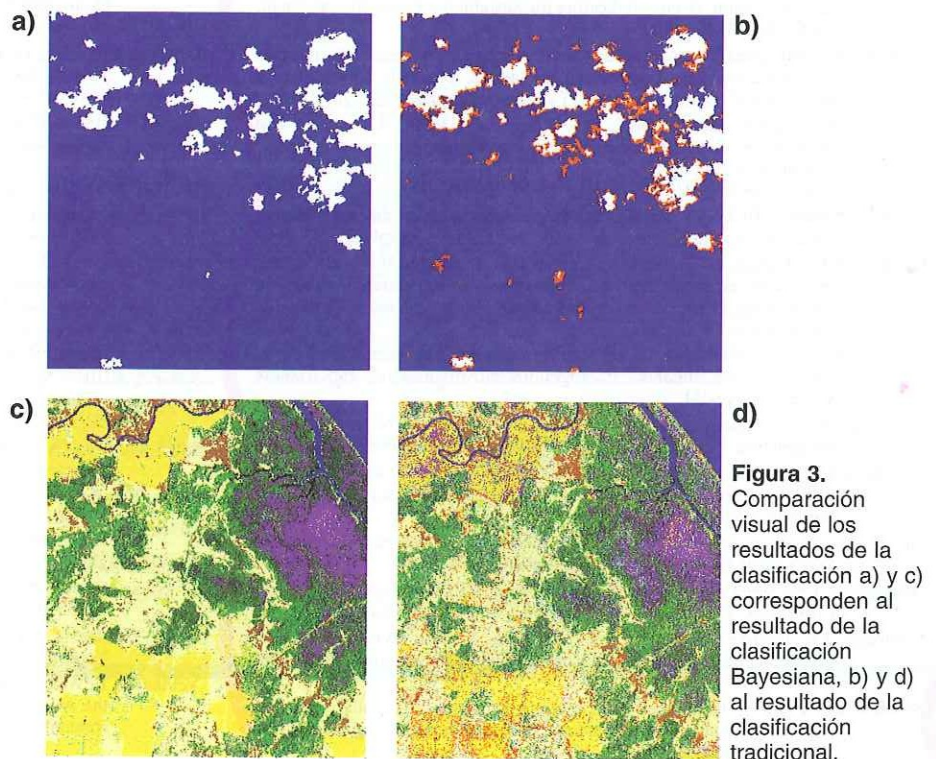



Figura 3. Comparación visual de los resultados de la clasificación a) y c) corresponden al resultado de la clasificación Bayesiana, b) y d) al resultado de la clasificación tradicional.

treo estratificado al azar, cuyo costo, especialmente en áreas grandes y de difícil acceso, no permite utilizar el método Bayesiano con probabilidades *a priori* moduladas en función de las variables del paisaje. De esta forma, la presente investigación contribuyó a solucionar dos problemas: la estimación de probabilidades *a priori* en áreas grandes y complejas y el mejoramiento de la discriminación de categorías distintas de bosque tropical. Por otro lado, los métodos utilizados aquí son más exigentes que los tradicionales en cuanto a datos, conocimientos y tiempo de procesamiento.

A pesar de mejorar la precisión en la clasificación, los niveles de discriminación de los bosques secundarios y alterados quedaron por debajo de los

deseables para el levantamiento de mapas de fincas medianas y pequeñas. Sin embargo, al contrario del resultado obtenido con la clasificación tradicional, se obtuvo una clasificación donde no aparecían píxeles asignados a categorías de cobertura del suelo poco creíbles de acuerdo con su contexto de paisaje. Por esto, dentro de estratos mayores, como zonas de vida, los estimados de área de las diferentes categorías de cobertura del suelo, obtenidos con la clasificación Bayesiana tienen mayores posibilidades de aproximar los valores reales.

Los métodos utilizados en esta investigación pueden ser recomendados para aplicaciones regionales, como el modelaje de carbono en áreas grandes y aplicaciones en biogeografía desti-

nadas a planificar la conservación y uso sostenible de los ecosistemas. 

Agradecimientos: Esta investigación fue financiada por la Organización Suiza para el Desarrollo y la Cooperación y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. El autor agradece a la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) por la imagen Landsat TM, y al Instituto Geográfico Nacional de Costa Rica y al Departamento de Geografía de la Universidad de Costa Rica por los datos cartográficos digitales. Un reconocimiento especial al señor Martín Artavia y al Ing. Geoffrey Venegas por su valiosa contribución en el trabajo de campo.

Lucio Pedroni

Doctor en Ingeniería Forestal
CATIE 7170 Turrialba, Costa Rica.

Tel: (506) 556 15 30

lpedroni@catie.ac.cr

Literatura citada

- Brondizio, E; Moran, E; Mausel; Wu, Y. 1996. Land cover in the Amazon estuary: linking of Thematic Mapper with botanical and historical data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62:921-929.
- Cibula, WG; Nyquist, MO. 1987. Use of topographic and climatological models in a geographical database to improve Landsat MSS classification for Olympic National Park. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54:587-592.
- Dirzo, R; García, MC. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6:84-90.
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 29 p.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree* 11:119-124.
- Finegan, B; Palacios, W; Zamora, N; Delgado, D. 2000. Ecosystem-level forest biodiversity and sustainability assessments for forest management. In Raison, J; Flinn, D. eds. *Indicators for Sustainable Forest Management*. Wallingford, U.K, CABI/IUFRO.
- Flack, J. 1995. Interpretation of Remotely Sensed Data Using Guided Techniques (en línea). Western Australia. Consultado 2 feb. 2000. Disponible en <http://www.per.dem.csiro.au/staff/FlackJulien/thesis/node2.html>
- Footy, GM; Campbell, NA; Trodd, NM; Wood, TF. 1992. Derivation and applications of probabilistic measures of class membership from the maximum-likelihood classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58: 1335-1341.
- Footy, GM; Curran, PJ. 1994. Estimation of tropical forest extent and regenerative state using remotely sensed data. *Journal of Biogeography* 21:223-244.
- Footy, GM; Palubinskas, G; Lucas, RM; Curran, PJ; Honzak, M. 1996. Identifying terrestrial carbon sinks: classification of successional stages in regenerating tropical forest from Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 55:205-216.
- Franklin, SE; Wilson, BW. 1992. A three-stage classifier for remote sensing of mountain environments. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58:449-454.
- FUNDECOR (Foundation for the Development of the Central Volcanic Mountain Range). 1996. Field verified information and GPS coordinates of land cover.
- Gilruth, PT; Marsh, SE; Itami, R. 1995. A dynamic spatial model of shifting cultivation in the highlands of Guinea, West Africa. *Ecological Modelling* 70:179-197.
- Green, GM; Sussman, R. 1990. Deforestation history of the eastern rainforests of Madagascar from satellite images. *Science* 248:212-215.
- Helmer, EH. 1999. The Landscape Ecology of Secondary Tropical Forest in Montane Costa Rica. PhD Dissertation. Oregon, Oregon State University.
- Holdridge, LR; Grenke, WC; Hatheway, WH; Lang, T; Tosi, JAJ. 1971. *Forest Environments in Tropical Life Zones: a Pilot Study*. Oxford, Pergamont Press.
- Hutchinson, CF. 1982. Techniques for combining Landsat and ancillary data for digital classification improvement. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48:123-130.
- IMN (Instituto Meteorológico Nacional). 1987. Atlas climatológico de Costa Rica. San José, Costa Rica.
- Jensen, JR. 1996. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. 2 ed. New Jersey, Printice Hall.
- Kappelle, M. 1995. Ecology of Mature and Recovering Talamancan Montane *Quercus* Forests, Costa Rica. Ph.D. Dissertation, Amsterdam, University of Amsterdam/National University of Costa Rica.
- Kappelle, M; Geuze, T; Leal, ME; Cleef, AM. 1996. Successional age and forest structure in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. *Journal of Tropical Ecology* 12:681-698.
- Kummer, DM.; Turner, B. L. 1994. The human causes of deforestation in southeast Asia. *BioScience* 44:323-328.
- Li, Y; Moran, EF; Brondizio, ES; Mausel, P; Wu, Y. 1994. Discrimination between advanced secondary succession and mature moist forest near Altamira, Brazil using Landsat TM data. Proceedings of the American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. Annual meeting. Reno, NV. p. 350-364.
- Ludeke AK; Maggio, RC; Reid, LM. 1990. An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. *Journal of Environmental Management* 31:247-257.
- Maselli, F; Conese, C; De Filippis, T; Romani, R. 1995. Integration of ancillary data into a maximum-likelihood classifier with nonparametric priors. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 50:2-11.
- Mather, PM. 1985. A computationally-efficient maximum-likelihood classifier employing prior probabilities for remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 6:369-376.
- Mausel, P; Wu, Y; Li, Y; Moran, E.; Brondizio, ES. 1993. Spectral identification of successional stages following deforestation in the Amazon. *Geocarto International* 4:61-71.
- Moran, EF; Brondizio, ES; Mausel, P; Wu, Y. 1994. Integrating Amazonian vegetation, land-use, and satellite data. *BioScience* 44:329-338.
- Sader, S. A. 1995. Spatial characteristics of forest clearing and vegetation regrowth as detected by Landsat Thematic Mapper imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61:1145-1151.
- Sader, SA; Joyce, AT. 1988. Deforestation rates and trends in Costa Rica: 1940-1983. *Biotropica* 20:11-19.
- Stone, TA; Brown, IF; Woodwell, GM. 1991. Estimation by remote sensing, of deforestation in central Rondonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 38:291-304.
- Strahler, AH. 1980. The use of prior probabilities in maximum likelihood classification of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 10:135-163.
- Swain, PH; Davis, SM. 1978. *Remote Sensing: The Quantitative Approach*, New York, McGraw-Hill.
- Veldkamp, E; Weitz, AM; Staritsky, IG; Huising, EJ. 1992. Deforestation trends in the Atlantic zone of Costa Rica: a case study. *Land Degradation and Rehabilitation* 3:71-84.

Gavilán: un modelo para simulación del crecimiento, rendimiento y cambios florísticos de los bosques centroamericanos dominados por *Pentaclethra macroloba*

Almeida Siteo,
Bryan Finegan,
Alain Franc

RESUMEN

La teoría de claros fué utilizada para construir un modelo de parche para simular dinámica de rodales e intervenciones silviculturales en los bosques húmedos de bajura de Centroamérica. Los datos utilizados fueron obtenidos de parcelas de muestreo permanente medidas a lo largo de 10 años. Todas las 250 especies de árboles con diámetro a la altura del pecho ($dap \geq 10$ cm) fueron identificadas botánicamente. Los resultados de las simulaciones muestran que el modelo puede representar muchas de las características de los bosques de *Pentaclethra* para los cuales fue diseñado. Para simulaciones de 200 años sin intervención, usando datos de tres parcelas de una hectárea cada una ubicada en la Tirimbina, Costa Rica, se obtuvieron tasas anuales de mortalidad de 1-3%, una densidad de 400-500 árboles/ha y áreas basales de 25-30 m^2/ha^{-1} . La comparación entre el incremento del dap simulado y observado durante ocho años (1990-1998) produjo una eficiencia de modelaje E de 0.39, lo cual es considerado bueno para la complejidad del bosque y la estructura del modelo utilizado. Simulaciones con intervenciones silviculturales sugieren que los tratamientos son necesarios para sostener una cosecha de madera de 20 $m^3 ha^{-1}$ en ciclos de corta de 20 años, como sugiere la Comisión Nacional de Certificación Forestal de Costa Rica (CNCF). La composición y riqueza de especies, así como la estructura diamétrica, aunque sean afectadas a corto plazo por el aprovechamiento y los tratamientos silviculturales, pueden mantenerse a largo plazo por la recuperación rápida del bosque.

Palabras clave: Bosque tropical húmedo; aclareo; *Pentaclethra macroloba*; simulación; modelos de simulación; crecimiento; rendimiento; América Central.

SUMMARY

Gavilán: A simulation model for growth, yield and floristic changes for Central American Forests dominated by *P. macroloba*. Gap model theory was used to develop a patch model to simulate stand dynamics and silvicultural interventions in Central American lowland tropical rain forests. Data from permanent sample plots measured over a 10 year period were used. Data included botanical identification of the 250 tree species with diameter at breast height ($dbh \geq 10$ cm). The general findings are that the model accurately represent most of the characteristics of *Pentaclethra* forests, for which it was developed. Using a 200 year simulation of forest without further disturbance, using data from three 1-ha logged plots at Tirimbina, Costa Rica the model predicted annual mortality rates of 1-3%, stand density of 400-500 trees per hectare and 25-30 $m^2 ha^{-1}$. The comparison between simulated and observed dbh increment (eight years – 1990-1998) resulted in a modelling efficiency E of 0.39, which is considered good for the complexity of the forest and model structure. Simulations of 200 years with silvicultural interventions suggest that silvicultural treatments are required to sustain a logging intensity of 20 $m^3 ha^{-1}$ over time with cutting cycles of 20 years as suggested by the Costa Rican Forest Certification Commission (CNCF). Although composition and richness as well as stand diameter distribution, are affected in the short term by logging and silvicultural treatments species, they could be maintained in the long term as a result of the quick recovery of the forest stand.

Keywords: Humid tropical forest; *Pentaclethra macroloba*; simulations; simulation models; growth; yield; América Central.

La simulación del desarrollo de los bosques a través del uso de modelos matemáticos es una técnica que permite evaluar posibles respuestas de estos ecosistemas cuando son sometidos a tratamientos silviculturales o aprovechamientos (Vanclay 1994). Sin embargo, y pese al gran esfuerzo de crear este tipo de modelos (Vanclay 1994, Alder 1995), en los bosques tropicales esta técnica ha sido poco utilizada. La complejidad de estos ecosistemas en términos de composición de especies y su estructura discetánea (árboles con varios tamaños y edades en el mismo rodal) han sido indicadas como las principales razones de la falta de modelos adecuados para representar su dinámica.

De hecho, en los bosques tropicales se pueden encontrar centenares de especies arbóreas ($dap \geq 10$ cm) en una sola hectárea (Swaine *et al.* 1987, Finegan *et al.* 1999). La mayoría están representadas por pocos árboles. Un buen ejemplo de esta diversidad lo representan los bosques de *Pentaclethra macroloba* en la vertiente atlántica de Centroamérica, donde en sitios de investigación a largo plazo del CATIE se han identificado hasta 250 especies en nueve hectáreas. Las 10 especies más abundantes representan cerca del 40% del número total de árboles; el restante 60% es ocupado por la mayoría de las especies que a menudo tienen una presencia de menos de un árbol por hectárea (UMBN, sin publicar). La poca abundancia de la mayoría de las especies plantea dificultades de muestreo de especie, desde su identificación botánica, y para propósitos de modelaje requiere que muchas de ellas sean agrupadas de acuerdo a ciertos criterios, de crecimiento, tamaño del adulto o de ambos.

La información que se utilizó en el desarrollo de este modelo se consiguió en un bosque muy húmedo tropical dominado por *P. macroloba*, en la vertiente atlántica de Costa Rica, con base en un experimento con parcelas permanentes de muestreo (PPM) con información de 10 años de mediciones (1988-1998) disponible para el presente trabajo. Los árboles fueron medidos siguiendo las

técnicas descritas en Alder y Synnott (1992) e identificados a nivel de especie por Nelson Zamora del Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) de Costa Rica.

El objetivo de esta investigación es presentar un modelo de crecimiento y rendimiento basado en la teoría de dinámica de claros (Shugart 1984, Botkin 1993). El modelo, llamado *Gavilán*, está basado en la simulación del reclutamiento, crecimiento y mortalidad a nivel del árbol individual usando la información de todo el periodo de estudio y la información existente acerca de los bosques de *Pentaclethra* en la región, particularmente en la estación biológica La Selva (McDade *et al.* 1994) y en sitios de investigación a largo plazo denominados Corinto (Costa Rica, sitio del CATIE), La Lupe y Los Filos (Nicaragua, sitios de la Universidad Centroamericana, UCA, Managua) (Siteo 2000). El estudio y evaluación del modelo se describen detalladamente en Siteo (2000).

La teoría de modelos de claros es adaptada a las condiciones del bosque tropical, destacándose en el proceso de adaptación el proceso de agrupamiento de especies y los procedimientos desarrollados para simular el reclutamiento. Además, ninguno de los modelos de claro hasta la fecha desarrollados para bosques tropicales (por ejemplo: Doyle 1981, Desanker y Prentice 1994) incorpora prácticas silviculturales; por ello el componente silvicultural (aprovechamiento y tratamientos silviculturales) de *Gavilán* es importante y novedoso. Vanclay (1995) sugiere que modelos basados en árboles individuales, de los cuales los modelos de claros como el *Gavilán* son parte, pueden ofrecer una mejor opción de simulación real de las prácticas silviculturales selectivas comúnmente aplicadas en el trópico. La técnica de modelo de claros fue seleccionada para el presente trabajo, entre otras razones, por su flexibilidad de utilizar árboles individuales y emplear datos que se pueden obtener con procedimientos corrientes de medición de parcelas permanentes de muestreo. Sin embargo, debido a que *Gavilán* difiere de los modelos de claro anteriores porque sus simulaciones

parten de un rodal discetáneo existente, y no de terreno abierto, se le denomina un modelo de parche y no de claro (Siteo 2000).

Desarrollo del modelo

El modelo *Gavilán* (Siteo 2000) fue preparado para el ambiente Windows 98. Los datos de ocho años (1990-1998) del sitio de investigación La Tirimbina fueron usados para ajustar las funciones de crecimiento y los procedimientos de reclutamiento y mortalidad natural. De acuerdo con los principios básicos de los modelos de claros (Shugart 1984, Botkin 1993), *Gavilán* simula la dinámica del bosque como la suma de la dinámica de una serie de parches pequeños individuales, que fueron definidos como cuadrados de 20 m x 20 m. *Gavilán* maneja información para más de 250 especies arbóreas individuales. Sin embargo, el crecimiento y la dinámica poblacional de la mayoría de las especies, debido a los pocos individuos por especie presentes en las PPM, deben obligatoriamente ser simulados utilizando parámetros a nivel de grupos de especie. Dichos grupos fueron delimitados utilizando análisis multivariado con base en las tasas de crecimiento observadas en las PPM y el tamaño del árbol adulto de cada especie. Inevitablemente, el individualismo de las especies biológicas no se simula de forma adecuada a través de este procedimiento, pero sí se manifiesta en las simulaciones al tomarse en cuenta la abundancia inicial y el gremio de regeneración de cada especie en la simulación del reclutamiento. La abundancia de una especie entre los reclutas es una función de la abundancia de esa especie en el bosque al comienzo de determinados periodos de simulación. En simulaciones sin intervención, se utiliza la abundancia en el bosque original, mientras que en simulaciones con intervenciones el valor de la abundancia de cada especie que se utiliza para simular el reclutamiento se actualiza cada 20 años, permitiéndose así la simulación de cambios de abundancia de especies en relación a la intervención. En cuanto al gremio de regeneración, el modelo identifica

¹ Heliófitas: especies que requieren niveles elevados de luz para su regeneración y establecimiento.

parches donde por la tala o la muerte natural de un árbol existe un claro durante un periodo determinado de simulación. Las especies previamente identificadas como heliófitas¹ (por ejemplo Finegan *et al.* 1999) tienen mayor probabilidad de establecerse en tales claros, mientras que aquellas con tendencia generalista en sus requerimientos para la regeneración (esciófitas que toleran pero no requieren sombra) tienen mayor probabilidad de establecerse en los parches sin claros. Por último, los procedimientos para aprovechamientos y tratamientos silviculturales fueron diseñados para cortas selectivas con raleos de liberación post-aprovechamiento, dentro de un marco de sistemas silviculturales policíclicos (Lamprecht 1990, Whitmore 1990).

El funcionamiento del modelo

En este punto se describen simulaciones hechas con *Gavilán*, donde los valores de las variables simuladas son promedios derivados de 20 repeticiones de tipo Monte Carlo (Sokal y Rohlf 1995). Las simulaciones parten de los datos reales de las parcelas testigo del sitio Tirimbina (tres parcelas de una hectárea cada una, con aprovechamiento pero sin tratamiento). Una primera simulación se ejecutó sin intervenciones con el fin de verificar la capacidad del modelo de mantener las características del bosque de *Pentaclethra* durante muchos años – este es un elemento de la evaluación del realismo del modelo. La segunda simulación se ejecutó con aprovechamientos e intervenciones silviculturales con el fin de evaluar su efecto en la productividad y las características florísticas del bosque. El aprovechamiento aplicado fue de $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ y se permitió que el tratamiento silvicultural eliminara hasta 40% del área basal inicial de rodal. Las especies comerciales vedadas por la Ley Forestal de Costa Rica (por ejemplo, *Sclerolobium costaricense*) fueron protegidas en los procesos de aprovechamiento y tratamientos silviculturales.

En la simulación sin intervención, *Gavilán* mantuvo las características de un bosque no-intervenido de *Pentaclethra* durante 200 años. Tanto los parámetros estructurales del bosque (Figura 1) como la diversidad de especies (Figura 2), las tasas de mortalidad (valores del coeficiente exponencial de mortalidad λ en el rango 1-3%) y reclutamiento (6-10 reclutas/ha al año) se mantuvieron dentro del rango observado en los bosques de *Pentaclethra* descritos por Lieberman *et al.* (1985) y Swaine *et al.* (1987). El modelo simula así la dinámica típica de los bosques de *P. maculosa* descritos como los más dinámicos entre los bosques tropicales húmedos de bajura (Swaine *et al.* 1987). Las tasas de incremento diamétrico fueron analizadas con detalle y se observó que las funciones y procedimientos utilizados producen una eficiencia de modelaje de 0,39, un valor considerado como razonable para la estructura de modelo y los datos utilizados. Con base en todo lo anterior se concluye que el modelo es confiable para hacer simulaciones de la dinámica del bosque a corto plazo.

Al final de 200 años de simulación sin intervención se observó que la curva rango abundancia del bosque simulado se mantiene muy parecida a la curva obtenida con da-

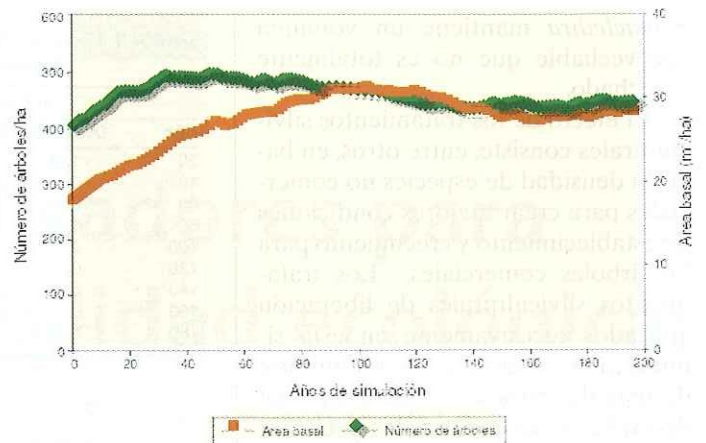


Figura 1. Parámetros estructurales producto de la simulación sin intervención. Bosque La Tirimbina, Costa Rica.

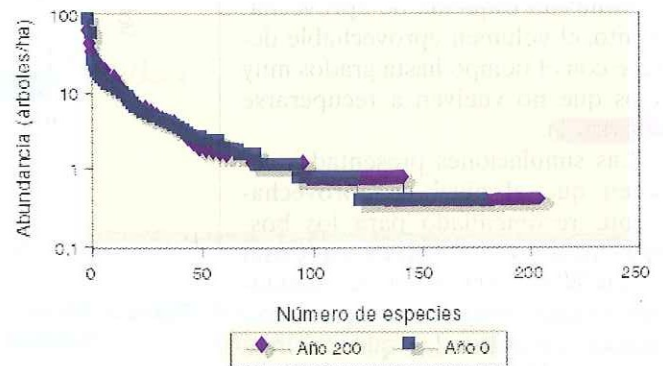


Figura 2. Distribuciones rango-abundancia de los datos de campo (Año 0) y a los 200 años de la simulación (Año 200).

tos observados del bosque al comienzo de la simulación (Figura 2). Este resultado se obtuvo a través de los procedimientos del modelo que asumen que a nivel de especies, el reclutamiento está correlacionado con la abundancia inicial, y que especies no presentes al inicio de la simulación pueden ser reclutadas posteriormente. La presencia de un número mayor de especies en el año 200 en comparación con el estado inicial (observado) se debe a que el estado inicial observado es post-aprovechamiento y algunas especies representadas por pocos individuos pudieron ser temporalmente eliminadas de las parcelas como consecuencia del aprovechamiento y los daños resultantes.

A partir de esta simulación se observaron otros parámetros como la distribución diamétrica en diferentes períodos y se descubrió que la estructura del bosque no cambia de manera significativa, por esto mantiene la estructura de un bosque primario intervenido.

En cuanto a la intervención del bosque, con las condiciones de simulación indicadas es posible mantener una cosecha de madera de $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ en cada operación de aprovechamiento (Cuadro 1) durante varios años, aunque pasado un tiempo este volumen puede ser menor (por ejemplo el año 160). En la mayoría de los casos, el volumen aprovechado de las especies deseables y aceptables, excepto *P. maculosa*, es aprovechado en su totalidad, mientras que el

Pentaclethra mantiene un volumen aprovechable que no es totalmente cosechado.

El efecto de los tratamientos silviculturales consiste, entre otros, en bajar la densidad de especies no comerciales para crear mejores condiciones de establecimiento y crecimiento para los árboles comerciales. Los tratamientos silviculturales de liberación aplicados sucesivamente en esta simulación resultaron en una reducción de más del 60% del volumen inicial de especies no comerciales y un aumento cercano al 100% del volumen inicial de especies aceptables y deseables (Figura 3). Cuando no se aplica tratamiento silvicultural, manteniendo el mismo esquema de aprovechamiento, el volumen aprovechable decrece con el tiempo hasta grados muy bajos que no vuelven a recuperarse (Cuadro 1).

Las simulaciones presentadas sugieren que el nivel de aprovechamiento recomendado para los bosques húmedos de bajura en Costa Rica (CNFC 1999) puede ser mantenido a largo plazo si se aplican tratamientos silviculturales que favorezcan el establecimiento y crecimiento de especies comerciales. La falta de tratamientos silviculturales da ventaja a las especies no comerciales y ocasiona una degradación del valor comercial del bosque.

Agradecimiento. El autor agradece a Christoph Kleinn, José Joaquín Campos, William Parton y Florencia Montagnini por sus aportes al desarrollo de este trabajo.

Almeida Siteo
 Doctor en Ciencias Forestales
 Universidade Eduardo Mondlane,
 CP 257, Maputo, Mozambique
 Tel: (258) 149-6238
 situs@zebra.uem.mz

Bryan Finegan,
 7170, CATIE
 bfinegan@catie.ac.cr

Alain Franc, Ecole Nationale du Génie
 Rural, des Eaux et des Forest
 Avenue du Maine 19,
 Paris, France
 franc@engref.fr

Cuadro 1. Volumen comercial aprovechado por grupo comercial con y sin tratamiento silvicultural. La Tirimbina, Costa Rica.

Año	a) Con tratamiento silvicultural				b) Sin tratamiento silvicultural			
	Deseable	Aceptable	<i>Pentaclethra</i>	Total	Deseable	Aceptable	<i>Pentaclethra</i>	Total
20	1,35	7,44	11,31	20,1	1,34	6,9	12,5	20,74
40	0	6,74	13,38	20,12	0	8,34	11,72	20,06
60	0	10,04	10,68	20,72	0	6,08	15,42	21,5
80	1,38	5,37	14,8	21,55	1,38	3,77	16,23	21,38
100	0	4,79	16,68	21,47	0	1,65	20,11	21,76
120	0	3,46	17,29	20,75	0	0	15,14	15,14
140	0	7,91	11,37	19,28	0	7,77	9,38	17,15
160	0	6,53	10,53	17,06	0	3,7	3,74	7,44
180	1,65	5,36	13,05	20,06	1,37	1,59	5,52	8,48

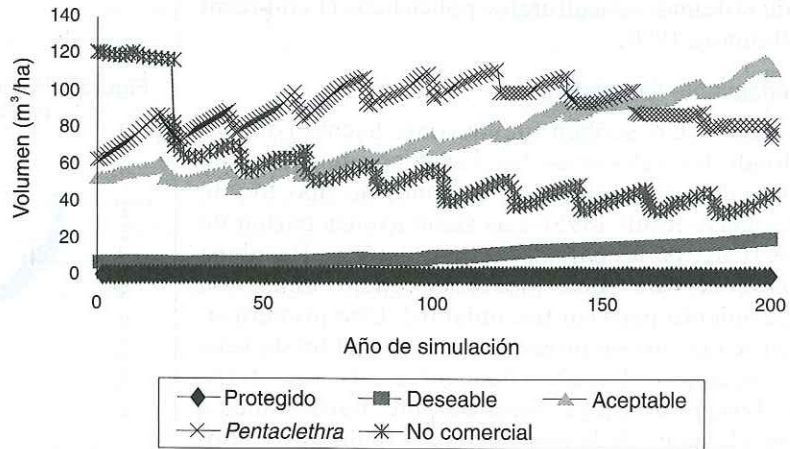


Figura 3. Simulación de las tendencias del volumen en diferentes grupos de especies, con la aplicación de tratamientos silviculturales.

Literatura citada

Alder, D. 1995. Growth modelling for mixed tropical forests. Oxford Forestry Institute, G.B. Tropical Forestry Paper no. 30. 231p.

Alder, D; Synnot, T.J. 1992. Permanent sample plots techniques for mixed tropical forests. Oxford Forestry Institute, G.B. Tropical Forestry Paper no. 25, 124p.

Botkin, DB. 1993. Forest dynamics: an ecological model. Oxford, U.K. Oxford University Press. 309p.

CNCF (Comisión Nacional de Certificación Forestal, CR). 1999. Estándares y procedimientos para el manejo sostenible y la certificación forestal en Costa Rica. San José, Costa Rica 54p

Desanker, P; Prentice, IC. 1994. MIOMBO – a vegetation dynamics model for the miombo woodlands of Zambezi Africa. For. Ecol. Manage 69:87-95.

Doyle TW. 1981. The role of disturbance in the gap dynamics of a montane rain forest: an application of a tropical forest succession model. In West, DC; Shugart, HH; Botkin, DB eds. forest succession: concepts and applications. New York, Springer Verlag. p. 57-73.

Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. For. Ecol. Manage. 121:159-176.

Lamprucht, H. 1990. Silviculture in the tropics. Eschborn, Germany. 335p.

Lieberman, D; Lieberman, M; Peralta, R; Hartshorn, GS. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. J. Ecol. 73:915-924.

McDade, L; Bawa, KS; Hespeneide, HA; Hartshorn; GS Eds. 1994. La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest. Chicago, The University of Chicago Press. 486 p.

Shugart, HH. 1984. A theory of forest dynamics: the ecological implications of forest succession models. New York. Springer-Verlag. 278p.

Siteo, AA. 2000. A Patch model for managed tropical lowland rain forests in Costa Rica. Ph.D. Dissertation. Turrialba, Costa Rica, CATIE-CSU.

Sokal, RR; Rohlf, FJ. 1995. Biometry. 3 ed. New York, WH Freeman. 887p.

Swaine, MD; Lieberman, D; Putz, FE. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. J. Trop. Ecol. 3:357-366.

Vanclay, JK. 1994. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. UK, CAB International. 312 p.

Vanclay, JK. 1995. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. Forest Science 41:7-42.

Whitmore, TC. 1990. An introduction to tropical rain forests. Oxford, U.K. Clarendon Press. 226p.

Crterios e indicadores para evaluar la sostenibilidad ecológica: un conjunto integrado para bosques manejados en Costa Rica

Los conjuntos de C&I que incluyan instrumentos para medir los insumos, procesos y resultados del manejo podrán ofrecer información muy útil sobre la sostenibilidad de las operaciones forestales.

Kathleen McGinley
Bryan Finegan

RESUMEN

Definir los conceptos de comunicación y evaluación de la sostenibilidad del manejo forestal es elemental para asegurar mantener de la producción las funciones ecológicas y socioeconómicas de los sistemas forestales. Estas tres metas se pueden lograr mediante la puesta en práctica de estándares: conjunto de principios, criterios, indicadores y verificadores prácticos, científicamente bien fundamentados (PCI&V) que evalúen los insumos, procesos y resultados del manejo forestal. Un estándar debe ser probado y validado en la práctica y contar con los instrumentos necesarios para su aplicación, como documentación de su justificación, bases conceptuales y guías de aplicación.

Este estudio tomó como origen elementos de los estándares de la Comisión Nacional de Certificación Forestal y del Centro de Investigación Forestal Internacional (CIFOR) con la meta de integrar los aspectos de la buena práctica, que caracterizan a los de la Comisión y aspectos del monitoreo de los impactos del manejo forestal, típicos del CIFOR.

Con la participación de un grupo multidisciplinario de expertos y mediante evaluaciones de gabinete, y la aplicación, prueba y evaluación de los elementos en el campo, al final de este proceso se determinó un conjunto integrado de PCI&V para evaluar la sostenibilidad ecológica del manejo forestal en Costa Rica.

Palabras clave: Manejo forestal; ecología forestal; sostenibilidad; evaluación; Costa Rica.

SUMMARY

Criteria and Indicators for the evaluation of ecological sustainability: an integrated set for managed forests in Costa Rica. The evaluation of the sustainability of forest management is currently considered an integral measure for the maintenance of production, and the ecological and socioeconomic functions of forest systems. Evaluations can be achieved through the implementation of practical and scientifically founded principles, criteria, indicators and (in specific cases) verifiers (PCI&V) that evaluate the inputs, processes and results of forest management. These sets of PCI&V should be tested and validated through application and practice, and count with the tools necessary for their implementation (i.e. documentation on their justification, their conceptual bases and guides for their application). The present study began with an initial set of PCI&V comprised of elements from the standards developed by the Costa Rican National Commission for Forestry Certification and from the Center for International Forestry Research (CIFOR). The main objective was the integration of aspects of good forestry practices (typical of the CNCF set) and aspects of monitoring forest management impacts (typical of the CIFOR set). From this process, an integrated set of PCI&V for the evaluation of ecological sustainability was determined with the participation of a multi-disciplinary group of experts through preliminary home-base desk evaluations, and the subsequent application, testing and evaluation of the initial PCI&V in the field.

Keywords: Forest management; forest ecology; sustainability; evaluation; Costa Rica.

Conservar los bosques tropicales actuales para las generaciones futuras es esencial para un desarrollo económico sostenible en los trópicos. La conservación depende de las expectativas y las necesidades actuales de la sociedad y, sobre todo, de la calidad del manejo forestal (Prabhu *et al.* 1996 y 1999). En la última década han surgido varias propuestas de parámetros para evaluar la calidad y la sostenibilidad del manejo forestal global, regional, nacional y de unidad de manejo. Como parte de estas iniciativas se han desarrollado estándares para el manejo forestal sostenible que incluyen principios, criterios e indicadores y,

tes del bosque o del sistema social que deben existir para que haya cumplimiento con un principio. Los *indicadores* son parámetros ponderables, que expresan los valores de las variables asociadas a los criterios. Los *verificadores* son fuentes adicionales de información que facilitan la implementación de C&I. Estos últimos pueden desarrollarse para evaluar los *insumos, procesos o resultados* del manejo. Los C&I que evalúan insumos y procesos abarcan objetos (por ejemplo el plan de manejo), intenciones (tratamientos silviculturales) o acciones (aprovechamientos realizados) del manejo (Lammerts van Bueren y Blom 1997). Aunque estos C&I definen la buena práctica forestal y con

pueden mejorarse en un contexto de manejo adaptativo (Prabhu *et al.* 1999a).

La evaluación de la sostenibilidad con base en los resultados de manejo involucra una mayor inversión de tiempo, capacitación y costo, además de una participación multi-institucional. No obstante, reducir los impactos negativos del manejo no necesariamente garantiza la sostenibilidad; el manejador del bosque siempre tendrá que enfrentarse a fenómenos de retroalimentación, las interdependencias múltiples, la no-linealidad, los atrasos en la respuesta del sistema y la incertidumbre, haciendo necesario el manejo adaptativo (Prabhu *et al.* 1999b).

Un conjunto integrado de C&I que analice los insumos, procesos y resultados puede utilizarse no sólo para definir y evaluar una práctica adecuada, sino también para saber el estado del ecosistema y del sistema social, su respuesta a los impactos del manejo y los aspectos que se pueden modificar o adaptar para mejorarlo, proceso que a veces implica la reducción de impactos negativos en el bosque. Se considera esencial el avance hacia este último concepto de manejo adaptativo, ante la complejidad y dinamismo de los sistemas naturales, y en particular los bosques tropicales (Johnson 1999; Prabhu *et al.* 1999b).

En la última década se han hecho grandes avances en el desarrollo de estándares para el manejo forestal en el escenario global, regional y nacional (Castañeda 1999), que se basan primariamente en el desarrollo e implementación de C&I que evalúan los insumos y procesos del manejo¹. Estos C&I son indispensables para el manejo forestal sostenible, sobre todo cuando son parte de las estrategias para la conservación de la biodiversidad tropical y el control de la explotación tradicional, que aún se practica en muchos sitios. Sin embargo, evaluar la sostenibilidad del manejo forestal mediante conceptos predefinidos, como los propuestos por C&I para evaluar insumos y procesos, no permite adaptar el manejo (Howard y



Foto: TRANSFORMACATIE.

Los estándares para el manejo sostenible son útiles en la medida en que se difunden y se practiquen sus principios.

en algunos casos, verificadores (PCI&V) que resultan muy útiles para promover el manejo forestal sostenible y su evaluación, control y monitoreo (Lammerts van Bueren y Blom 1997).

Los *principios* son los objetivos o metas del manejo. Los *criterios* son los componentes esenciales para la sostenibilidad del manejo forestal; describen los estados o aspectos importan-

frecuencia son fáciles de aplicar y ponderar, no miden los impactos del manejo en el ecosistema o en el sistema social. Aquellos que evalúan los resultados del manejo sí identifican sus impactos y proporcionan información útil sobre el estado de la diversidad de hábitats, por ejemplo, o de la capacidad del sistema como es el caso del cambio en el ciclaje de nutrientes; a la vez indican qué componentes

¹ Ejemplos de ámbito global: los principios y criterios del FSC (con excepción del Principio 8); regional: los CeI de la Propuesta de Tarapoto y del Proceso de Lepaterique; y nacional: los PC&I de la Comisión Nacional de Certificación Forestal de Costa Rica (CNCF 1999).

Majid 1996). Además, considerando la advertencia de que el manejo forestal no puede ser sostenible si no es adaptativo (Howard y Majid 1996, Raison y Flinn 2000) la incorporación de elementos que evalúen resultados en los estándares facilitará los mecanismos de aprendizaje y adaptación, esenciales para la sostenibilidad de los bosques tropicales.

Con el fin de evaluar la sostenibilidad ecológica de las operaciones forestales en Costa Rica, en enero del 2000, un grupo de investigadores del CATIE con el apoyo de CIFOR se propuso desarrollar un conjunto integrado de PCI&V. Como base tomaron algunos elementos de los estándares de la Comisión Nacional de Certificación Forestal (1999) y del CIFOR (CIFOR C&I Team 1999, Finégan *et al.* 2000) que incluían aspectos de ecología y manejo forestal. Se sugirió conformar un estándar integrado que articula ambos conjuntos, con la intención de combinar los aspectos que describen la buena práctica del manejo forestal que caracterizan la propuesta de la Comisión (en la que predominan C&I para evaluar insumos y procesos) con aspectos de monitoreo del impacto de las operaciones forestales que incluye CIFOR (donde predominan insumos y procesos para evaluar resultados). El presente artículo informa sobre los resultados de este esfuerzo.

Metodología²

Primera fase

La metodología aplicada aglutinó tres fases. Durante la primera, un grupo multi-disciplinario, integrado por cuatro expertos en manejo y tres en ecología forestal, evaluó el conjunto inicial de PCI&V elaborado con base en los textos de la CNCF y el CIFOR³. A partir de la documentación del proceso para la evaluación de criterios e indicadores, las bases ecológicas y la justificación de los PCI&V propuestos (Delgado *et al.*, en prensa) los miembros del equipo realizaron evaluaciones de gabinete según la pertinencia, la interpretabilidad y la eficiencia de los elementos

originales. Se aplicaron las técnicas de arqueo y calificación (ranking y rating) asociados al análisis multicriterio, propuestas por Mendoza *et al.* (1999), para ponderar la importancia relativa de los indicadores y verificadores, incorporando cada opinión experta. Aunque la metodología del CIFOR preveía la eliminación de elementos de un estándar con base en el trabajo de esta primera fase, en el presente trabajo no se eliminó ningún elemento de la propuesta inicial antes de la prueba de campo. Los resultados de fase 1 se usaron como indicadores de los elementos más y menos adecuados para conformar el conjunto final.

este sitio se hizo una aplicación preliminar de los CI&V de acuerdo con la metodología propuesta por CATIE (Delgado *et al.* en prensa); después se hizo una prueba de campo con el grupo de expertos. La prueba de campo permitió evaluar en forma interdisciplinaria la aplicabilidad y eficiencia de cada I&V y las discusiones en grupo aclararon algunos puntos sobre la viabilidad de estos elementos, desde principio hasta verificador. Fue así como esta segunda fase funcionó como filtro, donde se recomendaron, modificaron o rechazaron los PCI&V de acuerdo con su desempeño en las pruebas de campo y las discusiones del grupo.



Foto: TRANSFORMA/CATIE

Se deben desarrollar normas más completas para el manejo forestal sostenible, los estándares actuales ponen poco énfasis en los resultados del manejo y en las respuestas del ecosistema en cuanto a impactos.

Segunda fase

Se seleccionó un sitio para la prueba de campo de los PCI&V. La unidad de manejo seleccionada fue un bosque húmedo tropical en el noreste del país, tratada por la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central Costa Rica (FUNDECOR) que abarca 134,8 ha de bosque primario no intervenido: 70,4 ha de manejo efectivo y 64,4 ha de protección. En

Tercera fase

Esta fase se realizó después del análisis y revisión de los resultados de las otras dos fases. En esta etapa se efectuó una reunión y un taller final con un grupo ampliado de expertos en manejo, ecología y política forestal. Fueron evaluados los faltantes detectados en los componentes de la CNCF, se formularon sugerencias acerca de cómo llenarlos y se examinó

² La metodología seguida en esta investigación se basó en la metodología desarrollada por CIFOR, con algunas modificaciones (Prabhu *et al.* 1999a). Para más detalle ver McGinley 2001.

la distribución entre instituciones de las responsabilidades para la implementación de los estándares que evaluarían la sostenibilidad ecológica.

Resultados y discusión

Al final de este proceso, se recomendó para el conjunto integrado un 55% de los elementos iniciales a nivel de CI&V. De éstos, 85% se modificó y un 90% se recomendó que requerían documentación complementaria. Se rechazó el 45% de los CI&V por las siguientes razones: redundancia (17%), debilidad conceptual (17%), baja precisión (17%), necesidad de desarrollo científico adicional (17%) y recomendación de incorporar un código de prácticas forestales (33%). Con base en los elementos recomendados, se estableció un conjunto integrado para evaluar la sostenibilidad ecológica de bosques manejados en Costa Rica, que consta de tres principios, cinco criterios, 17 indicadores y 10 verificadores que evalúan los insumos, procesos y (a través de los indicadores y verificadores del principio 8, tomados en gran medida del paquete de CIFOR) resultados del manejo (Cuadro 1).

Este principio 8 agrega el elemento adaptativo a la propuesta de estándar integrado, aunque se debe señalar que el grupo experto identificó una clara necesidad de modificar la redacción de los verificadores presentados por CIFOR (CIFOR C&I Team 1999). Dicha necesidad surge debido a que los verificadores originales son redactados como normas, estableciéndose que los valores de las variables medidas en bosques manejados deben mantenerse dentro del rango de variación natural, o que no deben mostrar cambios "significativos" en comparación con bosques sin intervención. El grupo experto consideró poco realista este enfoque, y prefirió modificar la redacción para eliminar el carácter de norma de los verificadores y abrir camino a un monitoreo que, de

Cuadro 1. Conjunto integrado de PCI&V, propuesto para evaluar la sostenibilidad ecológica de los bosques manejados en Costa Rica.

P	C	I	V
1 Impacto del manejo: El manejo forestal deberá promover la conservación de la biodiversidad de los recursos hídricos y los edáficos. Con el cumplimiento de este objetivo, se podrán mantener las funciones ecológicas, la integridad del bosque y los servicios ambientales.			
1.1	El manejo forestal busca reducir el impacto sobre la estructura y composición del bosque, la erosión hídrica del suelo, la contaminación de las aguas por erosión y la sedimentación del sistema natural de drenajes y deberá orientarse a mantener las funciones ecológicas vitales del ecosistema forestal. Incluyen: la regeneración natural y la sucesión, la diversidad genética suficiente para mantener el sistema de producción, los procesos naturales que afectan la productividad del ecosistema forestal y las funciones y procesos del sistema natural de drenajes.		
1.1.1	La tasa de cosecha de productos forestales no excede la tasa de crecimiento del recurso.		
1.1.2	Se determina el ciclo de corta en función de la información disponible sobre el crecimiento de los bosques naturales, tomando en cuenta la dinámica particular del bosque bajo manejo.		
1.1.3	La intensidad del aprovechamiento y los tratamientos silviculturales se determinan en proporción directa a la abundancia de cada especie.		
1.1.4	Se aprovechan todas las especies comerciales con abundancia igual o mayor a 0.3/ha, o todas las que sean comercializables en el momento de realizar el aprovechamiento, con justificación por escrito en términos de las condiciones de mercado vigentes.		
1.1.5	El volumen o cantidad de los árboles secos en pie y caídos que se aprovechan corresponde al volumen o cantidad justificada en el plan de manejo o en el POA (Plan Operativo Anual).		
1.1.6	Las operaciones de arrastre mecanizadas (el uso de cables) siguen el código de prácticas.		
1.1.7	Existen medidas de mitigación para evitar la erosión hídrica y la alteración del sistema natural de drenajes.		
1.1.8	Se respetan y siguen en el campo las normas establecidas en el código de prácticas relacionadas al daño permisible al área forestal productivo (p. ej. red de caminos, claros, patio, etc).		
1.2	Se protegen las especies forestales poco frecuentes, amenazadas o en peligro de extinción, al igual que sus hábitats. Asimismo, se controlan las actividades de caza, captura y recolección de especies de flora y fauna.		
1.2.1	Existen medidas para proteger las especies forestales poco frecuentes, amenazadas o en peligro de extinción, al igual que las características de sus hábitats. La ubicación en el campo y el número que las identifica corresponde con el del mapa de ubicación de árboles.		
1.2.2	Existen medidas para controlar actividades de caza, captura y recolección de especies de flora y fauna.		
2 Planificación: La planificación del manejo forestal a largo plazo se expresa en un plan de manejo escrito, implementado y actualizado.			
2.1	El plan de manejo y los documentos de apoyo establecen y justifican claramente los objetivos del manejo y los medios para lograrlos.		
7.1.1	Existe un plan de manejo desarrollado según el código de prácticas y aprobado por la AFE - Administración Forestal del Estado.		
2.2	El plan de manejo es actualizado.		
2.2.1	Se revisa el plan de manejo en cada ciclo de corta para incorporar los resultados de monitoreo y de la evaluación, y la nueva información científica y técnica que responda a cambios en circunstancias tecnológicas, ambientales, sociales y económicas.		
3 Monitoreo y evaluación: De acuerdo con la escala del manejo forestal, deberán evaluarse la condición del bosque, el rendimiento de los productos forestales, la cadena de custodia y los impactos sociales y ambientales de la actividad de manejo.			
3.1	El plan de manejo incluye un plan de monitoreo que permita determinar el impacto de las operaciones de manejo y se ejecuta ese plan.		
3.1.1	Existen registros de las actividades de manejo, volumen de producción por especie y número de trozas, verificables con las respectivas guías de transporte.		
3.1.2	Los cambios en la diversidad de hábitats como resultado de las intervenciones humanas son monitoreados para determinar su dirección, magnitud e importancia, y la necesidad de tomar medidas correctivas.		
3.1.2.1	La estructura vertical del bosque.		
3.1.2.2	La distribución de frecuencias de las fases del ciclo de regeneración del bosque.		
3.1.2.3	La apertura del dosel dentro del sotobosque del bosque.		
3.1.2.4	La madera muerta en pie y en el suelo.		
3.1.3	Se monitorea la estructura de la comunidad de los distintos gremios presentes en el bosque respecto de la representatividad de los gremios especialmente sensibles de polinizadores y de dispersores para determinar la ocurrencia de cambios, su dirección, magnitud e importancia, y la necesidad de tomar medidas correctivas.		
3.1.3.1	La abundancia relativa de plántulas, latizales y fustales de especies arbóreas de dosel pertenecientes a diferentes gremios de regeneración.		
3.1.3.2	La abundancia de gremios selectos de aves.		
3.1.3.3	La abundancia y actividad de mamíferos frugívoros terrestres.		
3.1.4	Se monitorea la riqueza/diversidad de grupos selectos para determinar la ocurrencia de cambios, su dirección, magnitud e importancia, y la necesidad de tomar medidas correctivas.		
3.1.4.1	La riqueza/diversidad y composición de mariposas grandes.		
3.1.4.2	La riqueza/diversidad y composición de especies del gremio de escarabajos estercoleros (<i>Scarabaeinae</i>).		
3.1.5	En unidades de manejo superiores a 100 ha y en el caso de bosques certificados, existen parcelas permanentes de muestreo (PPM) donde se monitorea la dinámica de las áreas bajo manejo con la intensidad del muestreo y las variables por analizar según el código de prácticas.		
La numeración de los principios corresponde a la del estándar de procedimientos para el manejo forestal de Costa Rica.			


acuerdo con Hellawell (1991, citado por Ferris-Kaan y Patterson (1992)) determine la ocurrencia de cambios, su dirección y magnitud, y evalúe la importancia de los cambios detectados y la necesidad de tomar medidas correctivas.

En sus discusiones y conclusiones finales, el grupo experto recaló que el conjunto integrado, que une los CI&V recomendados del CIFOR y los PC&I recomendados de la propuesta de la CNCF, debe complementarse con un código de prácticas forestales. Además, se anotó la necesidad de desarrollar un manual sobre el uso del estándar nacional y sus respectivos C&I. La puesta en marcha de este conjunto también implica actualizar las listas de especies vedadas, en peligro de extinción y amenazadas. Asimismo se recomendó elaborar una clasificación de tipos de bosque de acuerdo con criterios de composición relevantes para el manejo, a fin de contar con la información básica para establecer las medidas y los niveles sostenibles del manejo forestal por tipo de bosque y establecer líneas de información base como referencia para el monitoreo en los diferentes tipos.

Conclusiones

Los estándares para el manejo forestal sostenible, por lo general, se definen sobre todo por normas predeterminadas y C&I que evalúan los insumos y procesos del manejo, con el objetivo de reducir el impacto de las operaciones forestales dentro de un marco de una práctica sostenible. Los estándares actuales ponen poco énfasis en los resultados del manejo y en las respuestas del ecosistema a los impactos, pero la puesta en marcha de la evaluación de éstos, dentro de un contexto de manejo adaptativo, debe establecerse como meta para el mediano plazo. Por lo tanto, se debe desarrollar estándares para el manejo forestal más completos e integrales, capaces de evaluar los impactos y resultados a fin de determinar en forma más confiable el grado de sostenibilidad e indicar cambios o adaptaciones en el sistema de manejo.

Cuando se tomen en cuenta todas las condiciones requeridas para la implementación de C&I, éstos podrán convertirse en importantes herramientas para la evaluación de la sostenibilidad. Los conjuntos de C&I que incluyan instrumentos para medir los insumos, procesos y resultados

del manejo podrán ofrecer información muy útil sobre la sostenibilidad de las operaciones forestales. Un resultado positivo de este estudio fue la aceptación y recomendación de elementos que evalúen los resultados del manejo junto con los más tradicionales que evalúan los insumos y procesos, lo que implica un paso clave hacia la adaptabilidad y sostenibilidad de los sistemas de manejo forestal en los trópicos. 

Kathleen McGinley, M.Sc.
Máster en Manejo y Conservación de
Bosques y biodiversidad
Consultora de Investigación
7170 CATIE / UMBN
Tel: (506) 556 0401
Fax: (506) 556 2430
mcginley@catie.ac.cr

Bryan Finegan
7170, CATIE
bfinnegan@catie.ac.cr

Literatura citada

- CIFOR C&I Team. 1999. The CIFOR Criteria and Indicators Generic Template. Bogor, Indonesia, CIFOR 53 p. (Criteria and Indicators Toolbox Series 2)
- Comisión Nacional de Certificación Forestal (CNCF). 1999. Estándares y procedimientos para el manejo sostenible y la certificación forestal en Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo Humano Sostenible y Unidad de Manejo de Bosques Naturales del CATIE. 54 p.
- Castañeda, F. 1999. Análisis de los procesos e iniciativas internacionales sobre criterios e indicadores para un manejo forestal sostenible: estado actual, avances y planes futuros. Presentado en: IUFRO/CATIE/FAO/CIFOR International Conference and Workshop on Indicators for Sustainable Forest Management in the Neotropics, Turrialba, Costa Rica, 9 - 12 November 1999. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Delgado, D.; Finegan, B.; Aguilar, N. Protocolo de Indicadores y Verificadores para la evaluación de la sostenibilidad ecológica del manejo forestal. Turrialba, Costa Rica, CATIE (en prensa).
- Finegan, B.; Palacios, W.; Zamora, N.; Delgado, D. 2000. Ecosystem-level forest biodiversity and sustainable assessments for forest management. In: Raison, J.; Flinn, D. eds Indicators for Sustainable Forest Management. Wallingford, UK. CABI/IUFRO.
- Howard, A.; Majid, N. 1996. Synthesis of the findings from the UBC-UPM Conference on Ecological, Political and Social Issues in Forest Management Certification. URL: <http://www.forestry.ubc.ca/concert/synth>
- Johnson, B. 1999. The role of adaptive management as an operational approach for resource management agencies. Conservation Ecology 3(2): 8. URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art8>
- Lammerts van Bueren, EM; Blom, E. 1997. Heirarchical framework for the formulation of sustainable forest mangement standards. Tropenbos, Netherlands, 82 p.
- Mendoza, GA; Macoun, P; Prabhu, R; Sukadri, D; Purnomo, H; Hartanto, H. 1999. Guidelines for Applying Multi-Criteria Analysis to the Assessment of Criteria and Indicators. Bogor, Indonesia (Criteria and Indicators Toolbox Series 9). 85 p.
- Prabhu, R; Colfer, CJP; Venkateswarlu, P; Tan, LC; Soekmadi, R; Wollenberg, E. 1996. Testing Criteria and Indicators for the Sustainable Management of Forests. Phase 1. Final Report. CIFOR Special Publications. CIFOR, Bogor, Indonesia. 217 p.
- Prabhu, R; Colfer, CJP; Dudley, RG. 1999a. Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Managing. Bogor, Indonesia, CIFOR. 186 p. (Criteria and Indicators Toolbox Series 1).
- Prabhu, R; Spilsbury, M; Colfer, C. 1999b. Information, communication, impact: three dimensions of the use of indicators in sustainable forest management. Presentado en: IUFRO/CATIE/CIFOR/FAO International Conference and Workshop on Indicators for Sustainable Forest Management in the Neotropics, Turrialba, Costa Rica, 9 - 12 November 1999. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Raison, RJ; Flinn, DW. 2000. Key Issues in the Application of Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management. Abstract presented at: XXI IUFRO World Congress, Kuala Lumpur, Malaysia, 7 - 12 August 2000.

Pautas ecológicas para el manejo de bosques naturales afectados por huracanes en la costa Norte de Honduras

RESUMEN

La costa norte de Honduras es frecuentemente afectada por huracanes y tormentas tropicales. Dichos disturbios cambian la dinámica del bosque que es preciso conocer para realizar un adecuado manejo forestal sostenible. El objetivo de este documento fue presentar los efectos de huracanes sobre bosques tropicales del Caribe y plantear interrogantes y sugerencias sobre su manejo.

Para este estudio se tomaron datos en la costa norte de Honduras en áreas afectadas por el huracán Fifi en 1974. Los bosques estudiados mostraron diferencias en estructura entre rodales disturbados por huracán y los no disturbados, pero no en la composición de especies. Los rodales disturbados por huracán difieren en composición y estructura de los perturbados por agricultura que luego son abandonados.

Existen desigualdades en la respuesta de las especies ante el disturbio; algunas responden con abundante reclutamiento, otras sólo regeneran en sitios muy disturbados.

Palabras clave: Bosque natural; manejo forestal; huracanes; estructura del bosque; composición botánica; daños por el viento; Honduras.

SUMMARY

Ecological clues for the management of natural forests affected by hurricanes along the North coast of Honduras Hurricanes and tropical storms frequently affect the northern coast of Honduras and form the most frequent natural disturbances of the forests in the region. Through the damage they cause, they determine forest dynamics, the knowledge of which is essential for sustainable forest management.

This document aims at presenting the effects of hurricanes on the Caribbean tropical forests and outline questions and suggestions for management of these forests. The work is based on fieldwork in sites affected by Hurricane Fifi along the north coast of Honduras in 1974. The forests studied show differences in structure between disturbed and not disturbed stands, but not so in species composition. The stands disturbed by the hurricane do, however, differ in both species composition and structure from stands cleared for agriculture and later abandoned. Differences exist in species response to disturbances, some responding with abundant recruitment, others only regenerating in heavily disturbed sites.

Keywords: Natural forest; management forest; hurricanes; forest structure; botanica composition; wind damages; Honduras.

Los rodales afectados por agricultura migratoria y los disturbados por huracán difieren en estructura y composición. Esto refleja la severidad del trastorno por agricultura en comparación con la que ocasiona el impacto de un huracán.

Juan José Ferrando
Bastiaan Louman
Bryan Finegan
Manuel Guariguata

La costa norte de Honduras ha sido afectada un promedio de un huracán cada 3 años en los últimos 100 años, según datos de la Sección Meteorología del Aeropuerto de Toncontín). El más reciente de estos eventos fue el Huracán Mitch, en octubre 1998, justo un mes después de terminar el trabajo de campo para el presente estudio. Aunque la mayoría de los huracanes no tocan tierra, provocando solo fuertes lluvias responsables de inundaciones y deslizamientos (Richards 1993), periódicamente alguno lo hace y ocasiona severos daños al bosque por sus fuertes vientos.

El manejo forestal del bosque latifoliado en esta zona hondureña ha mejorado durante los últimos diez años por el apoyo de varios proyectos de la Corporación Hondureña de Desarrollo Forestal (COHDEFOR), entre ellos el Proyecto de Desarrollo del Bosque Latifoliado (PDBL) desde 1989, y CATIE-TRANSFORMA desde 1997. Sin embargo, a pesar de que existen las pautas y normas técnicas para la planificación y ejecución de tal manejo (Mendieta 1993), la actividad forestal en la región continúa siendo extractivista. Además de las razones de políticas, legales y de mercado, uno de los principales fundamentos que explica por qué el manejo forestal no ha logrado su sostenibilidad es la falta de conocimiento acerca de la dinámica del bosque. El conocimiento de dicha dinámica es esencial para planificar el manejo (Finegan *et al.* 1993) sobre todo en esta región, donde los disturbios naturales periódicos como los huracanes pueden ocasionar una secuela profunda en las existencias de especies y la dinámica del bosque. La especie de alto valor comercial *Magnolia yoroconte* (redondo), por ejemplo, parece depender en gran medida de aperturas amplias en el dosel para su regeneración. Otras especies, como *Vochysia cf. jefensis* (Ferrando 1998), son abundantes, probablemente porque sus características ecológicas les facilitan adaptarse a un ambiente sujeto a huracanes. La información del efecto de huracanes en la dinámica de éstas y otras especies, puede ayudar a establecer lineamientos de manejo en

rodales supeditados a perturbaciones crónicas.

El objetivo del presente artículo es presentar el efecto del huracán Fifí sobre los bosques de la zona norte de Honduras; plantear interrogantes y sugerencias acerca de su manejo. La investigación se realizó con base en revisión de literatura y toma de datos en áreas afectadas por huracanes en la costa norte del país. Se estudiaron los efectos del Huracán Fifí, porque fue el último que tocó tierra antes de la realización del estudio. Fue calificado categoría 2 en la escala de 1 a 5 de Saffir-Simpson, con una presión de 977 mb y vientos sostenidos de 170 km por hora. Impactó contra la costa norte de Honduras el 9 de setiembre de 1974.

paró la vegetación ≥ 10 cm dap de estas parcelas. La regeneración de 0,3 m de altura a 10 cm dap se muestrearon en subparcelas de 10x10 m, según la metodología de Saézn y Finegan (2000), agregando 59 parcelas de regeneración en sitios de aprovechamiento forestal (Ferrando 1998). Debido a la importancia ecológica (escasa regeneración y posible endemismo) y económica de *Magnolia yoroconte* (Vázquez 1994, Ferrando 1998) se analizaron los ambientes donde la regeneración de esta especie era abundante.

Cambios en la estructura y composición florística

Se analizaron fotografías aéreas que fueron tomadas 3 y 5 años después

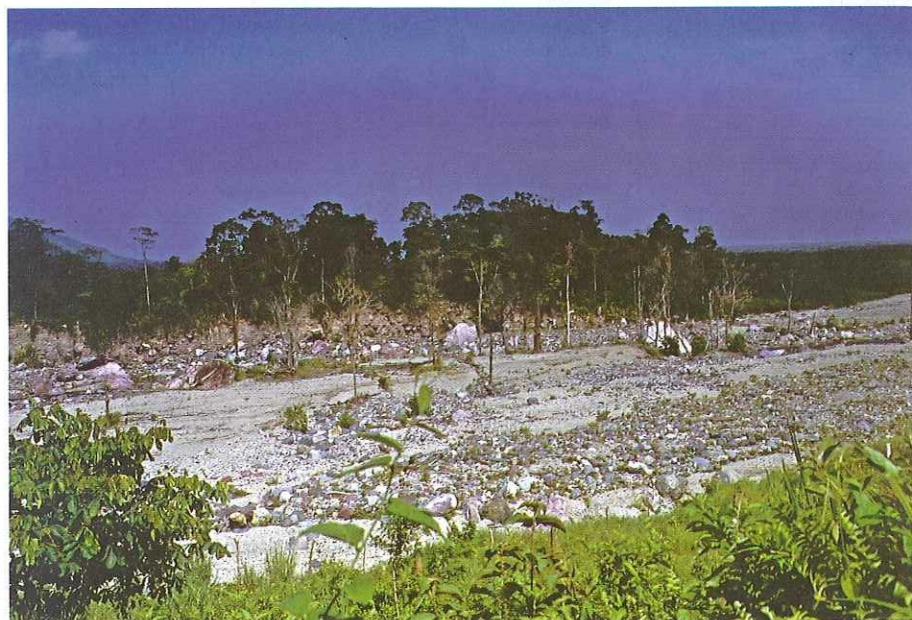


Foto: Rocío Jiménez.

Es difícil prever cuando aparecerá un huracán, pero en función de la experiencia adquirida en eventos anteriores, puede inferirse cuáles sitios podrían ser más afectados para evitar mayores daños.

Métodos y materiales

Se establecieron parcelas de 0,25 ha en rodales aparentemente no disturbados de forma drástica por el huracán, rodales perturbados y bosques secundarios provenientes de parcelas de agricultura migratoria, abandonadas casi en la misma época en que impactó el huracán. Estos guamiles¹ se incluyeron por que se sospechaba que el efecto de un huracán tan fuerte como el Fifí podría ser similar al efecto de la agricultura migratoria. Se com-

del huracán Fifí. Dichas fotografías correspondían al área de estudio, aprox. 30 km al sur de la ciudad de La Ceiba. Con esta información se pudo apreciar que el 28% de los bosques estaban entre moderados a severamente disturbados por el aprovechamiento forestal o el huracán. Este análisis no tomó en cuenta áreas afectadas por deslizamientos ya que no fue posible determinar si el huracán Fifí fue la causa de los deslizamientos.

¹ Vegetación leñosa regenerada en áreas agropecuarias abandonadas, generalmente dominados por pocas especies con individuos de más o menos la misma edad.

Una comparación de las diez especies con mayor Índice de Valor de Importancia entre rodales no disturbados y disturbados por el huracán mostró pocas diferencias en las especies dominantes (Cuadro 1 a y b). En los guamiles se registró que un menor número de especies domina el sitio (pioneras) (Cuadro 1c).

Brosimum alicastrum, *Quercus skinneri*, *Sloanea* sp., *Billia hippocastanum* y *Symphonia globulifera*, presentan regeneración bajo el dosel del bosque secundario en los guamiles.

Las principales diferencias en el bosque primario fueron estructurales (Figura 1); los rodales disturbados por huracán en comparación con los no

(Finegan 1992). En cambio en los rodales disturbados por huracán, esta distribución podría ser porque el disturbio ocasionó un alto reclutamiento de la regeneración presente en el sotobosque, que hoy se encuentra en la clase de 10-20 cm dap. Algunas especies como *Vochysia* cf. *jefensis*, *Sloanea* sp, *Virola koschnyii* y *Calophyllum brasiliense* (Figura 2) así como *B. hippocastanum*, *S. globulifera*, *Terminalia amazonia*, *Macrohasseltia macroterantha*, *Tapirira guianensis*, *Alchornea latifolia*, *Cecropia peltata* y *Dialium guianense* parecen tener clases de edad o cohortes que serían controladas espacial y temporalmente por los disturbios de huracán.

Se cree que las especies responden con distintos mecanismos ante el disturbio. Algunas probablemente por la liberación de regeneración ya establecida (*V. cf. jefensis*, *V. koschnyii*), otras encuentran la oportunidad de germinar en los claros (*C. peltata*, *A. latifolia*) o logran establecerse en áreas disturbadas ya ocupadas por pioneras (*M. yoroconte*). Algunas especies muestran distribuciones multimodales tanto en sitios disturbados como no disturbados (*T. amazonia*, *V. cf. jefensis*), este hecho hace pensar que son la respuesta a pulsos de regeneración provocados por huracanes anteriores.

Además, datos de inventarios realizados en la zona de estudio al igual que en los rodales muestreados por Ferrando (1998) indican que, independientemente del origen del disturbio, *V. cf. jefensis* es una especie de pronta respuesta. La abundancia en bosques disturbados es el doble que en los no disturbados y básicamente aportada por la clase de dap menores (Figura 3 a y b).

La mayoría de las especies estudiadas regeneran bien en el bosque no disturbado. Su presencia en la clase de dap de 10-20 cm en el bosque disturbado por huracán demuestra el efecto de la apertura del dosel sobre la regeneración avanzada.

M. yoroconte, la especie de mayor valor comercial en la zona de estudio, no presentó regeneración en los rodales no disturbados y disturbados por el huracán Fifí, pero sí presentó regeneración en bosques secundarios (Figura 4). Parece que la especie depen-

Cuadro 1. Índice de Valor de Importancia (IVI) por tipo de bosque (dap \geq 10 cm). a) bosque no disturbado; b) huracán; c) guamil. I = abundancia relativa (%); G = área basal relativa (%); F = frecuencia relativa (%).

a) No disturbado	b) Huracán				c) Guamil									
	I	G	F	IVI	I	G	F	IVI						
<i>Vochysia cf. jefensis</i>	7,5	18,2	6,9	10,9	<i>Vochysia cf. jefensis</i>	11,3	17,5	7,9	12,2	<i>Alchornea latifolia</i>	19,9	14,7	14,0	16,2
<i>Genipa americana</i>	6,2	2,3	5,8	4,8	<i>Euterpe precatoria</i>	8,9	5,9	6,7	7,2	<i>Trema micrantha</i>	15,2	19,6	13,2	16,0
<i>Terminalia amazonia</i>	1,8	9,6	1,9	4,5	<i>Quercus skinneri</i>	7,7	2,3	5,2	5,0	<i>Cecropia peltata</i>	12,3	11,4	12,0	11,9
<i>Brosimum alicastrum</i>	4,0	4,8	3,9	4,2	<i>Brosimum alicastrum</i>	4,0	3,1	3,8	3,6	Melastomataceas	9,5	4,7	8,7	7,6
Palma	5,5	1,2	4,5	3,7	<i>Gordonia brandegeoi</i>	3,8	2,5	3,8	3,4	<i>Coccoloba</i> spp,	7,9	4,9	7,3	6,7
<i>Sloanea</i> sp.	3,1	2,0	3,7	2,9	<i>Billia hippocastanum</i>	2,4	4,8	2,4	3,2	Vaso de chanco	6,9	5,1	6,2	6,0
<i>Magnolia yoroconte</i>	0,7	5,9	0,9	2,5	<i>Terminalia amazonia</i>	3,1	2,0	3,4	2,8	<i>Terminalia amazonia</i>	0,4	9,0	0,6	3,3
<i>Symphonia globulifera</i>	1,7	4,0	1,7	2,5	<i>Genipa americana</i>	0,9	6,0	1,2	2,7	Guácimo	2,5	1,2	3,4	2,3
<i>Euterpe precatoria</i>	3,5	0,8	3,2	2,5	<i>Symphonia globulifera</i>	3,0	1,7	3,1	2,6	<i>Gordonia brandegeoi</i>	0,9	4,2	1,1	2,1
Lauraceae	3,1	1,5	3,0	2,5	<i>Sloanea</i> sp.	1,9	3,3	2,2	2,5	Vara blanca	2	1,8	2	2,1
Subtotal (10 especies)				41,0	Subtotal (10 especies)				45,2	Subtotal (10 especies)				74,2
Otras (71)				59,0	Otras (76)				54,8	Otras (38)				25,8
Total (81 entidades)				100	Total (86 entidades)				100	Total (48 entidades)				100

El Índice de Valor de Importancia por tipo de vegetación presentó a *Vochysia* cf. *jefensis* como la especie de mayor importancia en los rodales no disturbados y disturbados (10,9 y 12,2 % respectivamente), además es, en estos dos tipos de vegetación la especie más abundante, dominante y frecuente. *Alchornea latifolia* y *Trema micrantha* comparten importancia en guamil, seguidas por *Cecropia peltata* (Cuadro 1c). Las diez especies de mayor valor ecológico en bosque no disturbado, huracán y guamil, alcanzaron un 41, 45 y 74% del IVI total para todas las especies (Cuadro 1 a, b, c). De las diez primeras especies en bosque no disturbado, siete se encuentran entre las primeras en bosque disturbado por el huracán, pero sólo una está entre las primeras diez especies encontradas en guamiles. Algunas especies como

disturbados tuvieron menos individuos mayores de 65 cm dap, con mayor proporción de individuos jóvenes. En cuanto a los guamiles cercanos a los 20 años de edad, si bien no hay mayor diferencia en el número de individuos, el área basal fue la mitad que la registrada en los bosques no disturbados y disturbados por huracán, y básicamente acumulada en las primeras clases de dap. Al analizar la distribución de diámetros (Figura 1) en los rodales disturbados (huracán o guamil) se encontró que a partir de 5 cm dap había una distribución en forma de montículo (unimodal) sesgada a la izquierda, en tanto que en el bosque no disturbado la distribución era de forma "J" invertida. Este tipo de distribución unimodal fue el esperado en el guamil, ya que es producto del desarrollo de la sucesión secundaria

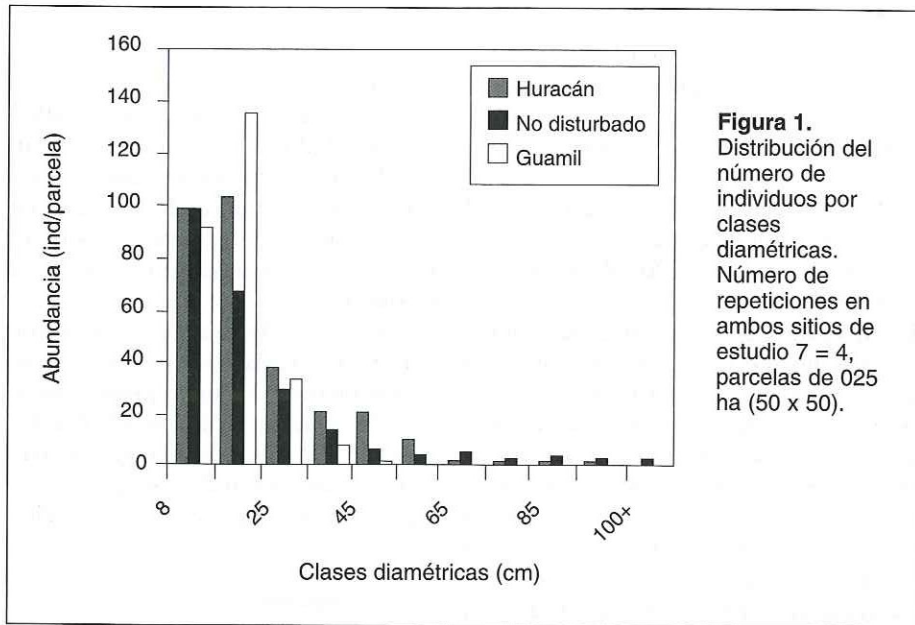


Figura 1. Distribución del número de individuos por clases diamétricas. Número de repeticiones en ambos sitios de estudio 7 = 4, parcelas de 025 ha (50 x 50).

Por otra parte, la similitud entre los rodales disturbados y los no disturbados, evidencia que, el huracán, en general, no es un disturbio tan drástico. El bosque puede responder con una rápida recuperación, sobre todo si se toma en cuenta la base de rebrote de las especies sobrevivientes, la liberación de la regeneración avanzada y de los individuos suprimidos del sotobosque. Este hecho nos garantizaría que, de no mediar ningún disturbio adicional (fuego, agricultura, pastoreo, aprovechamiento forestal), el bosque rápidamente se recuperará, sin que pierda su diversidad biológica. A pesar de los huracanes, estos bosques mantienen volúmenes interesantes de madera comercial. Sin embargo, proponer un manejo sostenible a largo plazo plantea dos interrogantes difíciles de responder: 1) ¿cuáles serán las consecuencias de un huracán en la estructura y composición de un bos-

de para su renovación de un nivel de disturbio severo, que de manera natural solo se presenta en lugares puntuales dentro del área afectada por un huracán de intensidad normal. Es posible que los rodales en los cuales la especie domina (Figura 3) ó presenta buenos volúmenes comerciales hayan sido originados en un disturbio muy severo, algunos siglos atrás. La menor presencia de individuos ≥ 50 cm dap en el bosque disturbado es probablemente debido al huracán (se encontraron troncos caídos de la especie que según los pobladores correspondían al huracán) y al aprovechamiento forestal de la especie.

do estos métodos de recuperación de daños después de huracanes los más comunes (Everham y Brokaw 1996).

Discusión

Aunque los rodales afectados por agricultura migratoria y los disturbados por huracán poseen casi la misma edad, estos difieren en estructura y composición. Lo anterior refleja la severidad del disturbio de agricultura en comparación con el huracán y los diferentes mecanismos puestos en juego en la recuperación de estos rodales. Las parcelas de agricultura abandonada se recuperaron mediante reclutamiento de especies pioneras que lograron regenerar en las condiciones de iluminación del sitio y aún luego de 20 años lo dominan. Por su parte, los rodales disturbados por huracán se habrían recuperado a partir del rebrote y liberación de la regeneración avanzada del sotobosque, sien-

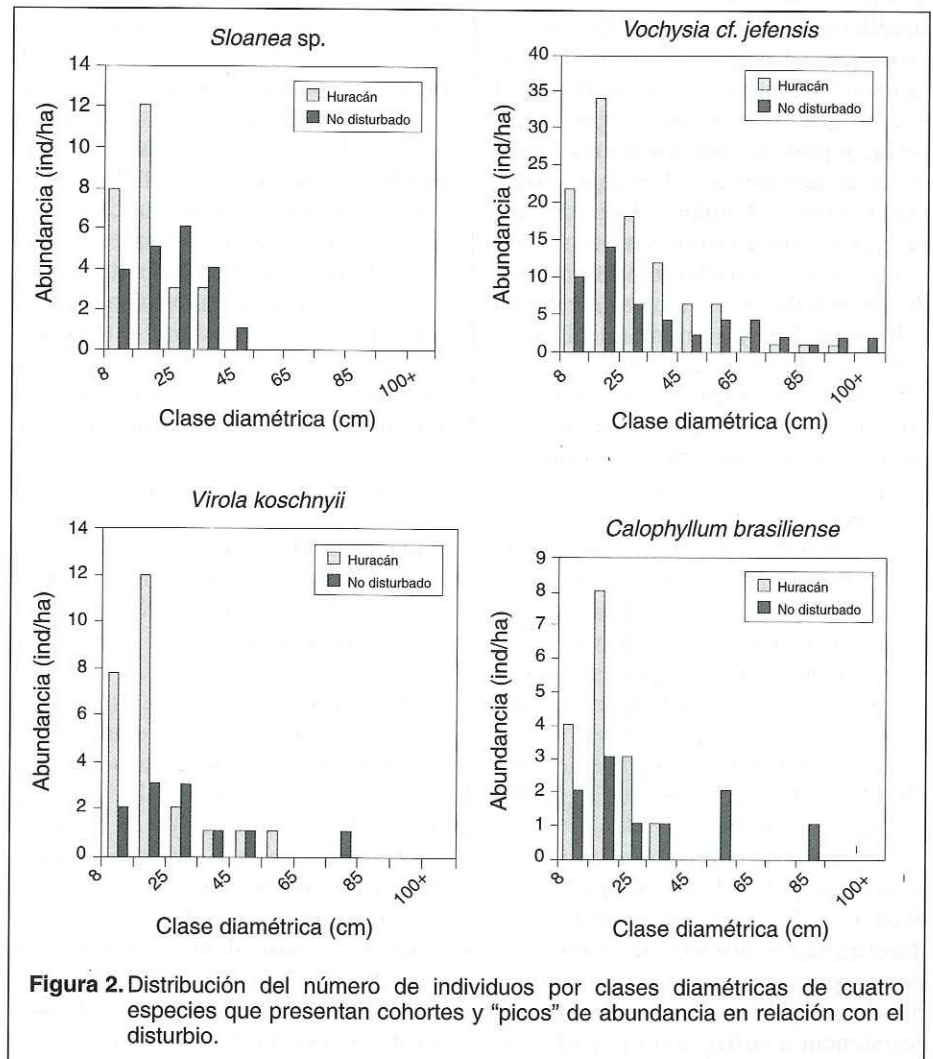


Figura 2. Distribución del número de individuos por clases diamétricas de cuatro especies que presentan cohortes y "picos" de abundancia en relación con el disturbio.

4 figuras en 1 sola!

que aprovechado? y 2) ¿cómo planificar el manejo a largo plazo al no poder prever si los bosques serán dañados por un próximo huracán?

El aprovechamiento forestal disminuye la frecuencia de individuos de las especies aprovechadas. Es probable que algunas de ellas, al igual que ante el disturbio de huracán, recluten a través de la liberación de regeneración avanzada. El bosque en general está poblado por algunas especies (por ejemplo, *V. cf. jefensis*, *Sloanea* sp., *B. hippocastanum*, *S. globulifera*, *V. koschnyii*, *C. brasiliense*, *T. amazonia*) que presentan regeneración abundante y que reclutarían a categorías superiores ante una apertura del dosel. Aprovechar árboles adultos en sitios donde no hay suficiente regeneración de estas especies podría comprometer la fuente de semilla de interés sin dejar regeneración instalada, lo que causaría una disminución de la dotación de árboles semilleros de las especies de interés económico. Lo anterior no podrá garantizar regeneración instalada en el sotobosque para cuando llegue el huracán, y podría conducir a un cambio en la composición del bosque. Además, el aprovechamiento forestal puede generar un dosel más heterogéneo y por un tiempo reducir la estabilidad de los árboles remanentes (Everham y Brokaw 1996) aumentando la probabilidad de un daño mayor.

Donde colonizaron las pioneras, en sitios de agricultura migratoria abandonados o afectados severamente por huracán, se encontró regeneración avanzada de individuos del bosque primario. Si un huracán impacta la zona, dada la susceptibilidad de las pioneras al daño, se podría esperar que el disturbio acelere su ocupación por especies de bosque primario a través de la liberación de la regeneración avanzada, esto impediría al mismo tiempo la germinación de las pioneras (Veblen y Lorentz 1987, Glitzenstein y Harcombe 1988).

De acuerdo con los resultados obtenidos por Boucher (1990) y Basnet *et al.* (1992) es posible pensar que si determinados sitios están dominados por especies como *M. yoroconte*, puede ser porque tienen una mayor resistencia a sufrir daño por el vien-

to. Que no regeneren en el sitio que dominan y que no tengan individuos jóvenes quizás sea porque solo regeneran donde el disturbio es severo y el mecanismo de recuperación es el reclutamiento.

Tres de las 4 áreas de aprovechamiento forestal estudiadas para la regeneración habían sido abundantes en *M. yoroconte* y a la vez fueron sitios afectados en 1974 por el huracán Fifi. Muchos de los sitios disturbados por el huracán se descartaron del estudio porque fueron luego afectados por el aprovechamiento de árboles de *M. yoroconte*. Probablemente esta especie resiste el impacto y por ende, aumenta su abundancia relativa.

De la información recolectada se confirma que el disturbio de huracán genera cohortes y, si bien el bosque es una mezcla de edades y muchas especies en general pueden regenerar en las condiciones de iluminación de un bosque maduro, muchas solo tendrán la posibilidad de alcanzar el dosel si se producen aperturas drásticas o periódicas que permitan suficiente luz como para aumentar su tasa de crecimiento. Esto nos conduce a pensar, desde el punto de vista ecológico, en un manejo del bosque aplicando un sistema silvícola de bosques coetáneos (Lamprecht 1990). Dentro de los sistemas utilizados en los trópicos quizás el que se asemeja más a las condiciones generales provocadas por un huracán severo es el Sistema Malayo Uniforme; si el impacto del huracán no es muy severo podría parecerse al Sistema de Dosel Protector utilizado en Nigeria y Trinidad. En las zonas de impacto moderado tal vez se parezca a los sistemas de selección en grupos (Smith 1986). Todos estos sistemas provocarían al igual que el huracán, cohortes.

Para aplicar alguno de estos sistemas primero habría que evaluar, entre otros, las condiciones topográficas (las que hacen impracticable el Sistema Malayo Uniforme), el costo de los tratamientos y la susceptibilidad a daños por huracanes de los rodales así manejados. Si existiera una relación clara entre daños y tamaño de los árboles, como indican Basnet *et al.* (1992), Boucher (1990), Everham y Brokaw (1996) e Yih *et al.* (1991), du-

rante la determinación del ciclo de corta óptima sería fundamental tomar en cuenta a partir de cuál tamaño habrían más daños en los rodales. Por otro lado, si los sistemas producen doseles más homogéneos y, durante la primera parte de los ciclos de corta, tienen rodales jóvenes, esto podría reducir la susceptibilidad ante los daños.

Everham y Brokaw (1996) encontraron en su revisión de literatura que ambos factores influyen positivamente en la resistencia de los árboles. En cualquiera de los tres sistemas el éxito en la recuperación del bosque estará dado por la calidad de la regeneración instalada.

Recomendaciones

Los resultados de este estudio confirman que hay una creciente necesidad de comprender la dinámica de las especies que se pretenden manejar para no darles un tratamiento generalizado. De las especies analizadas, *V. cf. jefensis* se manifiestan como promisorias para el manejo forestal, ya que presenta individuos en todas las clases de diámetro a la altura del pecho y buenos niveles de reclutamiento en rodales disturbados. Esta especie podría ser la base para el manejo sostenible de dichos bosques, siempre y cuando se logre obtener un mercado seguro para su madera.

También resulta urgente incluir las áreas más severamente disturbadas en la planificación del manejo de los bosques. Aunque estos tipos de ambiente son en general los más vulnerables por la facilidad de ser convertidos en zona agrícolas, podrían ser fundamentales para la regeneración de especies valiosas como la *M. yoroconte*.

Antes del huracán

Es difícil prever cuando aparecerá un huracán, pero en función de la experiencia adquirida en eventos anteriores podría inferirse qué sitios (cimas, laderas o valles) podrán ser más afectados para evitar mayores daños. Las acciones a tomar deberían ser:

1) en función de la trayectoria de las tormentas anteriores, analizar qué partes del bosque estarán más expuestas al daño, no solo por viento

sino también por las lluvias asociadas. Estas se podrían confirmar con el uso de fotografías aéreas posteriores a huracanes a través de la información que posean los pobladores y de la estructura actual del bosque (distribución por clase de tamaños, daños en árboles grandes) y 2) no cortar árboles en lugares donde no exista una dotación suficiente de regeneración avanzada de las especies de interés. Esto implica que se debe tomar datos sobre la regeneración establecida durante el inventario de planificación para el aprovechamiento (el censo) y así confirmar su presencia y frecuencia.

Después del huracán

Inmediatamente después del huracán es lógico dar prioridad al aprovechamiento de la madera muerta. Sin embargo, muchos árboles van a rebrotar y sobrevivir, y otros irán muriendo poco a poco. Por ende, primero se deben aprovechar los fustes de árboles que el huracán volteó y arrastró a través de las quebradas (con esto se evitarán encamientos), luego, identificar los sitios muy afectados como áreas de corta anual prioritarias con base en inventarios de árboles caídos y seguir con el aprovechamiento dejando los árboles caídos pero aún enraizados para el final. Una vez agotados se puede comenzar el aprovechamiento normal de los árboles en pie, dejando algunos muertos o dañados que

proveerán de nidos y alimentos a aves y murciélagos, dos de los grupos más afectados por el impacto de huracanes, ambos de gran importancia en la dispersión de semillas de árboles (Yih et al. 1991).

Hasta el momento la presencia de disturbios como un huracán, si bien son conocidos, no ha sido tomada en cuenta en la planificación del manejo del bosque. Sin embargo, las decisiones silviculturales deben estar en función de las consecuencias del huracán y el manejo subordinado para evitar efectos negativos. Un primer paso para lograrlo podría ser la estratificación de acuerdo a las características del bosque remanente y su mecanismo de regeneración. Cada estrato de-

berá contar con sus propios objetivos de manejo. Una propuesta podría ser: *Estrato con daño ligero*: incluiría todos aquellos rodales que fueron afectados levemente y su mecanismo de recuperación sea por rebrote. El objetivo de dicho estrato será extraer árboles para inducir la regeneración y obtener madera.

Estrato en renovación: incluiría rodales donde el impacto del huracán fuera de moderado a severo y su mecanismo de recuperación será la liberación de la regeneración. El objetivo de las cortas será inducir a la renovación del dosel superior, tratando de mantener constante el crecimiento de la regeneración liberada y extrayendo la madera de valor comercial.

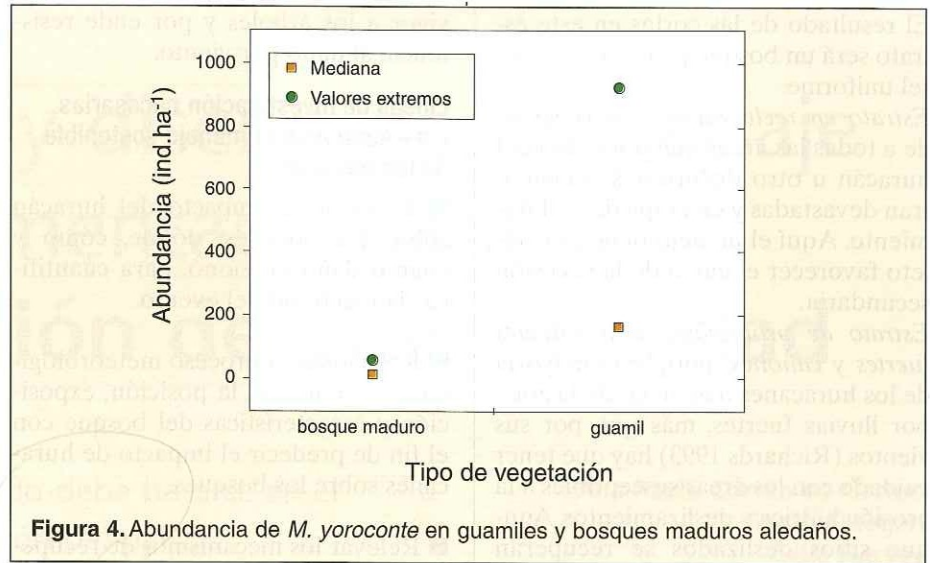


Figura 4. Abundancia de *M. yoroconte* en guamiles y bosques maduros aledaños.

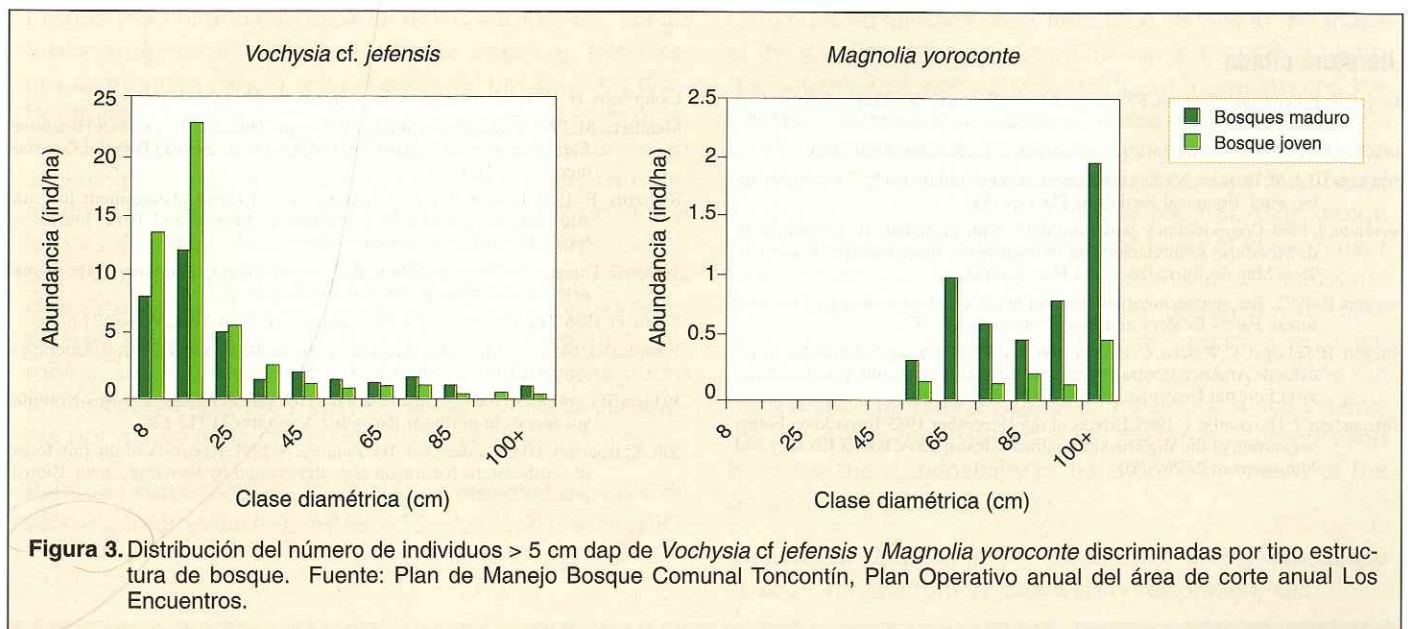


Figura 3. Distribución del número de individuos > 5 cm dap de *Vochysia cf. jefensis* y *Magnolia yoroconte* discriminadas por tipo estructura de bosque. Fuente: Plan de Manejo Bosque Comunal Toncontín, Plan Operativo anual del área de corte anual Los Encuentros.

2 Figuras en 1 sola

El resultado de las cortas en este estrato será un bosque joven con un dosel uniforme.

Estrato en reclutamiento: corresponde a todas las áreas que por causa del huracán u otro disturbio, se encuentran devastadas y en etapa de reclutamiento. Aquí el manejo tiene por objeto favorecer el curso de la sucesión secundaria.

Estrato de protección en pendientes fuertes y cañones: porque la mayoría de los huracanes han afectado la zona por lluvias fuertes, más que por sus vientos (Richards 1993) hay que tener cuidado con los áreas susceptibles a la erosión hídrica y deslizamientos. Aunque sitios deslizados se recuperan por medio de sucesión secundaria, y bien pueden fomentar la regeneración de especies importantes como *M. yoroconte* es mejor prevenir estos eventos, porque a largo plazo significan una degradación del ambiente con impactos más amplios que los efectos directos sobre el bosque.

Dentro de los estratos se planificarán las superficies de corta anual, en los que se llevará a cabo gradualmente las tareas. El objetivo del manejo deberá conducir a una mezcla de rodales con una distribución diamétrica de los árboles en forma de j-invertida (siempre asegurando la presencia de regeneración establecida), con una estructura y composición del dosel homogénea relativa, y con una adecuada tasa de crecimiento. Lo anterior daría

vigor a los árboles y por ende resistencia al daño por viento.

Líneas de investigación necesarias para acercarse al manejo sostenible de los bosques

■ Describir el impacto del huracán sobre los bosques: dónde, cómo y cuánto daño ocasionó, para cuantificar la magnitud del evento.


■ Relacionar el proceso meteorológico y el daño con la posición, exposición y características del bosque con el fin de predecir el impacto de huracanes sobre los bosques.

■ Releva los mecanismos de recuperación asociados con el nivel de daño, para entender cómo el bosque se recupera y así determinar la mejor forma de utilizar sus recursos.

■ Realizar estudios de largo plazo sobre la dinámica del bosque en diferentes niveles de disturbio de huracán, así también en áreas aprovechadas y de agricultura abandonada, a fin de interpretar el funcionamiento de los distintos tipos de bosque en la ecología.

■ Analizar el impacto del huracán con relación a otros disturbios precedentes al huracán, como aprovechamiento forestal y agricultura, con el objeto de determinar las consecuencias de la interacción de disturbios sobre la estructura y composición del bosque.

■ Estudiar los mecanismos de recuperación de las especies ecológica y económicamente más importantes para plantear alternativas de manejo a largo plazo.

■ Analizar el impacto del huracán sobre las poblaciones de aves y murciélagos y de esta forma evaluar el impacto sobre la dispersión de semillas de árboles de interés comercial, además de conocer cómo las decisiones de manejo puede afectar a estas poblaciones. 

Juan José Ferrando

Máster en Manejo de Conservación de Bosques y Biodiversidad

Bastiaan Louman

CATIE

blouman@catie.ac.cr

Bryan Finegan

CATIE

bfinegan@catie.ac.cr

Manuel Guariguata

CATIE

mguariguata@catie.ac.cr

Literatura citada

- Basnet, K; Likens, GE; Scatena, FN; Lugo, AE. 1992. Hurricane Hugo: damage to a tropical rain forest in Puerto Rico. *Journal of Tropical Ecology* 8:47-55.
- Boucher, DH. 1990. Growing back after hurricanes. *BioScience* 40:163-166.
- Everham III, EM; Brokaw, NVL. 1996. Forest damage and recovery from catastrophic wind. *Botanical Review* 62 (2): 113-185
- Ferrando, J. 1998. Composición y estructura del bosque latifoliado de la costa norte de Honduras y su relación con los principales disturbios que lo afectan. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Finegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47: 295-321.
- Finegan, B; Sabogal, C; Reiche, C; Hutchinson, I. 1993. Los bosques húmedos tropicales de América Central: su manejo sostenible es posible y rentable. *Revista Forestal Centroamericana* No 6: 17-27.
- Glitzenstein, J; Harcombe, P. 1988. Effects of the December 1983 Tornado on Forest vegetation of the Big Thicket, southeast Texas, USA. *Forest Ecology and Management* 25:269-290.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Eschborn, GTZ. 335 p.
- Mendieta, M. 1993. Manejo Sustentable del Bosque Húmedo Tropical en Honduras: Experiencias de la Región Forestal Atlántida. *Revista Forestal Centroamericana* 6(2): 27-37.
- Richards, E. 1993. Lessons for participatory natural forest management in Latin America : case studies from Honduras, Mexico and Peru. *Journal of World Forest Resource Management* 7:1-25
- Sáenz, G; Finegan, B. 2000. Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. *Manejo Forestal Tropical*. no. 15:1-8p.
- Smith, D. 1986. *The Practice of the Silviculture*. 8 ed. New York, Wiley 527 p.
- Vázquez-G, JA. 1994. *Magnolia (Magnoliaceae) in Mexico and Central America: a synopsis*. *Brittonia* 46(1): 1-23.
- Veblen, T; Lorenz, D. (1987). Post-fire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in northern Patagonia. *Vegetatio* 71:113-126
- Yih, K; Boucher, DH; Vandermeer, JH; Zamora, N. 1991. Recovery of the rain forest of southeastern Nicaragua after destruction by Hurricane Joan. *Biotropica* 23 (2):106-113.

Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad

El diseño del paisaje fragmentado debe basarse en el conocimiento y análisis del patrón del paisaje.

Ana Paula Corrêa do Carmo
Bryan Finegan
Celia Harvey

RESUMEN

Los paisajes son compuestos por un mosaico de parches de tipos de ecosistemas naturales o modificados por la acción humana, cuyo arreglo espacial puede maximizar la conservación de la biodiversidad sin excluir la actividad agrícola productiva del paisaje. El presente trabajo caracterizó el patrón del paisaje del Área Demostrativa Miraflores-Moropotente, un área protegida fragmentada de 278,38 km² en la región Norcentral de Nicaragua; se basó en un mosaico de 15 tipos de parches (6 tipos de bosque, 2 tipos de vegetación secundaria, 4 tipos de sistemas agroforestales y 3 tipos de áreas sin árboles), construido en el SIG ArcView a partir de la interpretación de fotografías aéreas escala 1:20 000. Se caracterizaron el área y número de parches para cada ecosistema, su forma, el área de hábitat interior en fragmentos de bosque, la distancia de los parches a los fragmentos de bosque y la continuidad espacial de los fragmentos. Luego fueron propuestos, a partir de criterios objetivos, tres diseños alternativos para la recuperación del paisaje. Dos diseños fueron construidos en base a las características espaciales de los parches. Un diseño fue construido a partir de un análisis gap de los tipos de ambientes del paisaje, considerando clases de elevación, tipos de paisaje y proximidad a los ríos. Por intersección de los tres diseños, fueron definidos 1042 ha + 845 ha de áreas prioritarias cuya restauración de cobertura boscosa puede promover la conservación de hábitat natural en una diversidad de ecosistemas, aumentar la superficie de área de hábitat interior en fragmentos de bosque grandes y asegurar la sostenibilidad del sistema por medio de la protección de los recursos hídricos.

Palabras clave: análisis gap, áreas protegidas, ecología de paisajes, fragmentación, restauración de biodiversidad, SIG.

SUMMARY

Evaluation and design of a fragmented landscape for the conservation of biodiversity. Landscapes are composed by a mosaic of patches of natural or human modified ecosystem types. The spatial arrangement of patches in the landscape mosaic can maximize biodiversity conservation without excluding the agricultural activity of the landscape. This study characterized landscape pattern of the Miraflores-Moropotente Demonstration Area, a fragmented protected area with 278.38 km² in the northcentral region of Nicaragua. The landscape characterization was based on a mosaic of 16 types of patches (6 forest types, 2 types of secondary vegetation, 4 types of agroforestry systems and 3 types of areas without trees), built in ArcView GIS from the photointerpretation of pictures scale 1:20 000. Patch number and area were characterized for each ecosystem type, as well as the shape of the patches, the area of core habitat in forest fragments, the distance between patches and forest fragments and the spatial continuity of fragments. Three alternative designs for the recovery of the landscape were then proposed, on the basis of objective criteria. Two designs were built based on the spatial characteristics of the patches. One design was built based on a gap analysis of types of environment in the landscape, considering elevation classes, landscape types and proximity to rivers. By the intersection of these three designs, 1042 ha + 845 ha of priority areas were defined whose restoration of forest cover can promote the conservation of natural habitat in a diversity of ecosystems, the increase in core habitat area in big forest fragments and to assure the sustainability of the system by means of the protection of water resources.

Keywords: gap analysis, protected areas, landscape ecology, fragmentation, biodiversity restoration, GIS.

La manutención de la diversidad de plantas y animales nativos en paisajes fragmentados requiere el manejo de todo el paisaje, integrando los usos productivos y de conservación, sobretodo en lo que se refiere a mantener fragmentos de bosque sucesionalmente diversos e interconectados para la conservación a largo plazo y para proveer otros productos y servicios ambientales que impulsan el desarrollo económico (Hobbs y Norton 1996, Lugo 1995).

La fragmentación de bosques se refiere a los disturbios causados por la actividad humana intensiva que provocan la reducción del hábitat natural formando paisajes de parches (fragmentos) remanentes rodeados por una matriz de ecosistemas perturbados con estructura y composición diferentes (Forman y Godron 1981, Dale *et al.* 1995). A menudo, el único hábitat disponible y única fuente de recursos para especies de flora y fauna asociadas a los ecosistemas naturales originales son los diferentes tipos de fragmentos de bosque distribuidos en el mosaico del paisaje fragmentado, aunque los agroecosistemas de la matriz también pueden contribuir a mantener la biodiversidad en el paisaje productivo (Schelhas y Greenberg 1996, Franklin 1993, Harvey y Harber 1999).

El presente trabajo es un estudio del paisaje fragmentado del Área Demostrativa Miraflores-Moropotente en Nicaragua, en el cual se pretendió caracterizar el patrón del paisaje para en seguida definir áreas prioritarias para la restauración de la cobertura boscosa, establecidas a partir de diseños alternativos del paisaje (simulaciones) que maximizaran la conservación de la biodiversidad sin excluir la actividad agrícola productiva. Los resultados detallados del estudio se presentan en Carmo (2000).

Área del estudio

El Área Demostrativa Miraflores-Moropotente (ADMM) es un área protegida de 278,38 km² ubicada en el Sector Norcentral de Nicaragua. La localidad es una zona montañosa y de transición entre la vegetación seca, característica de la vertiente del Pacífico, y la vegetación húmeda, característica de la vertiente del Atlántico. La precipita-

ción promedio anual es de 1200 mm y su temperatura está entre 22 y 24 °C.

Esta zona fue abierta a la agricultura a finales de los años 70. En la década de los 80's la tierra fue cedida bajo títulos de reforma agraria a campesinos nativos o inmigrantes; luego se formaron tres cooperativas dedicadas al monocultivo de la papa y dos a la ganadería extensiva. Aún en la década del 80 esta área fue también utilizada como "corredor de guerrilla" por grupos armados que enfrentaban al gobierno. A principios de los 90, las tierras de las cooperativas fueron divididas en pequeñas parcelas de propiedad privada. En 1991 el sector Moropotente fue declarado Reserva Natural y en 1996 se creó la Reserva Natural Miraflores adyacente, aunque las condiciones de los recursos en las dos áreas no coinciden con su figura legal. Actualmente, las instituciones buscan integrar la agricultura y el desarrollo de las comunidades campesinas con la conservación de biodiversidad en el ADMM, generando experiencias de manejo que puedan aplicarse a otras áreas protegidas del país con similar estado de fragmentación.

Proceso de evaluación y diseño del paisaje

Las variables más importantes para mantener la biodiversidad y la funcionalidad a largo plazo son las características espaciales de los parches o fragmentos, la representación e integridad de los ecosistemas en una diversidad de ambientes en el paisaje y las ligaciones funcionales entre parches que posibilitan el movimiento de individuos, el flujo de genes y garantizan la sostenibilidad del sistema (Forman 1995, Hobbs y Norton 1996, Hunter *et al.* 1988). Estas variables fueron consideradas en la descripción del patrón del paisaje del ADMM. A partir de la información generada fue posible reconocer las fortalezas y debilidades de la configuración actual del paisaje, y luego proponer diseños alternativos para maximizar la conservación de la biodiversidad. El manejo de información en el proceso de evaluación y diseño del paisaje se dividió en 6 etapas (Figura 1): 1) clasificación de los elementos y generación del mosaico del paisaje; 2) cálculo de índices descriptivos; 3) diseño del paisaje ba-

sado en características espaciales; 4) análisis gap por tipos de ambientes; 5) diseño del paisaje basado en el análisis gap; 6) determinación de áreas prioritarias para recuperación en el paisaje.

Clasificación de los elementos del paisaje y generación del mosaico del paisaje

En el ADMM los elementos componentes del paisaje fueron clasificados en una jerarquía de dos niveles: categorías y tipos de parches. Se reconocieron 4 categorías de parches, que representan diferentes estados de cobertura arbórea del ecosistema: bosques (B), vegetación secundaria (VS), sistemas agroforestales (SA) y áreas sin árboles (AS). Los tipos de parche distinguidos dentro de las 4 categorías anteriores (15 tipos, Figura 2) representan más específicamente los tipos de ecosistemas o usos de la tierra que componen el mosaico del paisaje. Carmo (2000) presenta las características específicas de las categorías y tipos de parches del ADMM.

Todos los parches de vegetación a partir de 0,5 ha de área dentro de los límites legales del ADMM fueron identificados y digitalizados a partir de un juego de fotografías aéreas blanco y negro, escala 1:20000 del año 1997, utilizando un estereoscopio de espejo, giras de campo por el ADMM e información facilitada por técnicos locales y moradores. Los límites de los parches fueron trazados en la fotointerpretación considerando la adyacencia con otros tipos de parches y las divisiones funcionales (p.ej. carreteras, ríos, etc.) que pueden restringir los flujos y movimientos entre parches (Noss 1991). El mosaico de parches creado por la fotointerpretación fue digitalizado en el SIG ArcView 3.2., georeferenciado a partir de las hojas topográficas disponibles (Ineter, 1988, escala 1:50000), y corregido a partir de coordenadas geográficas de puntos de control tomadas con un equipo GPS (errores nominales entre ± 8 a 17 metros).

Índices descriptivos del patrón del paisaje

El SIG ArcView fue utilizado como principal herramienta para calcular medidas e índices descriptivos del patrón de los parches y del paisaje, pero también se hicieron algunas medidas utilizando Fragstats*Info. Los resul-

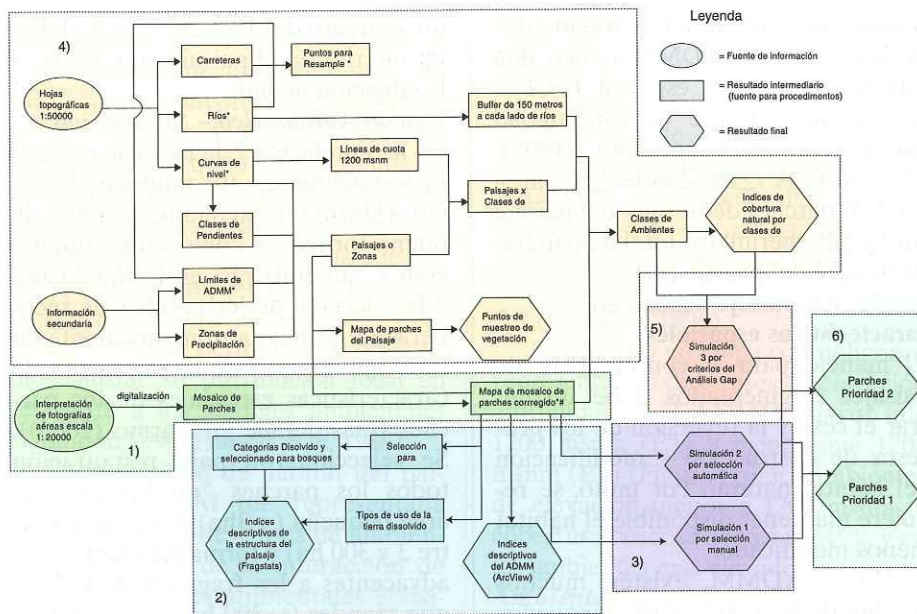


Figura 1. Flujograma - Manejo de mapas SIG.

Notas: a) Clasificación de los elementos y generación del mosaico del paisaje, b) Cálculo de índices descriptivos, c) Diseño del paisaje basado en características espaciales, d) Análisis gap por tipo de ambiente, e) Diseño del paisaje basado en análisis gap y f) Identificación de áreas prioritarias para recuperación en el paisaje.

tados detallados de estos análisis son presentados por Carmo (2000).

Índices de área y número de parches

El primer paso para comprender el patrón del paisaje es la determinación del área y número de parches de diferentes tipos y categorías presentes en el mosaico del paisaje. En el ADMM, el mosaico del paisaje es compuesto por un total de 1011 parches, de los cuales 241 son parches de bosque, 72 son Veg.-Secundaria., 245 son sistemas agroforestales e 453 son áreas sin árboles.

Según la clasificación de paisajes de McIntyre y Hobbs (1999) el ADMM puede ser definido como un paisaje en estado fragmentado, pues de su área total (278,38 km²) solamente un 43,4% es cubierta por parches de bosque (Figura 3a). Los bosques del ADMM se dividen en bosques mixtos (2 362 ha, 18 parches), bosques montaños (2 557 ha, 53 parches), bosques deciduos (4 995 ha, 92 parches), bosques semideciduos (702 ha, 30 parches) y bosques riparios (deciduos y montaños, 1 472 ha, 48 parches) (Figura 3 b). Existen 10 fragmentos grandes (> 300 ha) de bosque en el paisaje, que juntos suman 5 588 ha (20% del ADMM): 5 de bosque deciduo, 3 de bosque mixto y 2 de bosque montano. El mayor fragmento de bosque del paisaje es un fragmento de bosque mixto de 981 ha.

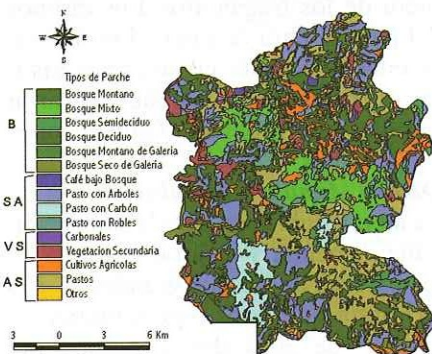


Figura 2. Mosaico del paisaje del ADMM formado por tipos de parches.

Nota: B= Bosque, SA= Sistemas Agroforestales, VS= Vegetación Secundaria, AS= Áreas sin árboles.

Los parches de áreas sin árboles cubren 28% del área en el ADMM (Figura 3a). Solamente los pastos cubren 22% del ADMM; éste es el tipo individual de parche de mayor área (Figura 3b). Los pastos, cultivos agrícolas y pastos con árboles son los tipos con mayor número de parches en el paisaje (Figura 3b). Los sistemas agroforestales representan 24,8% del área del ADMM -166,3 ha de cafetales implantados bajo bosque, 903 ha de pastos con cobertura de *Quercus* sp. (robles), 997,6 ha de pasto con cobertura de *Acacia pennatula* (carbón) y 4 834 ha (70% de los sistemas agro-

forestales) de pastos con árboles de otras especies-.

La vegetación secundaria es la categoría de ecosistema menos representada (solo un 3,7% del ADMM), y no existen parches mayores a 300 ha abandonados al proceso de sucesión secundaria en el paisaje, lo que sugiere una fuerte presión de uso de la tierra por las comunidades campesinas. Los Carbonales (tipo de vegetación secundaria dominada por la especie *Acacia pennatula*), ocurren mayormente en parches menores que 3 ha y representan apenas 0,1% del área total del paisaje.

Forma de los fragmentos

La forma de los parches, determinada por la variación de las márgenes o bordes de una figura de área bidimensional, afecta directamente los movimientos y flujos entre ecosistemas adyacentes. Las formas compactas son más efectivas en la protección de los recursos interiores contra los efectos deletéreos del ambiente exterior (viento, invasión de especies, etc.); las formas irregulares tienen un perímetro más largo por unidad de área y consecuentemente hay mayor interacción del parche con el ambiente exterior y mayor área de hábitat de borde (Forman 1995).

La forma de los parches del ADMM fue caracterizada por el índice de forma $F = P / (2\pi \times \sqrt{A} / \pi)$, donde A= área del parche (m²) y P= perímetro del parche (m). El índice de forma F tiene valor 1 cuando el polígono es circular y aumenta su valor conforme aumenta la complejidad de la forma del polígono (Forman 1995). El índice de forma promedio para los parches de bosque (F= 2,05) es significativamente mayor (Tukey, $\alpha = 0,05$) que para los parches de las demás categorías, quizá debido a los patrones históricos de la fragmentación. Las áreas sin árboles, por ser parches demarcados por la actividad humana, tienden a tener perímetros más regulares y consecuentemente una forma más regular.

Efectos de borde y área de hábitat interior

Los efectos de borde en ecosistemas fragmentados se detectan a partir de diferencias relacionadas al microclima, composición, abundancia de especies, estructura y dinámica de las comunidades. Tales diferencias resultan

de la penetración de luz y vientos en el sotobosque por efecto de la exposición de la porción externa del fragmento a ambientes no forestales del paisaje (Bierregaard *et al.* 1992, Terborgh 1992, Hobbs y Huenneke 1992). La fragmentación aumenta la cantidad relativa de hábitat de borde y disminuye la cantidad relativa de área de hábitat interior en el paisaje.

El área interior de un parche se refiere al área absoluta o proporcional del parche que no sufre el efecto de borde. En la literatura científica, se considera que la máxima penetración de los efectos físicos del efecto del borde (que causan cambios directos en el microclima del hábitat) ocurren hasta 100 m desde la orilla del fragmento, pero algunas investigaciones indican que diferentes efectos de borde (como la frecuencia de claros por caída de árboles) pueden llegar hasta 200 ó 500 m a partir de las orillas de los fragmentos (Laurance *et al.* 1997).

La mayoría de los fragmentos de bosque del ADMM deben sufrir fuertes efectos de borde por sus características espaciales (96% de los fragmentos son menores que 300 ha, la mayoría de forma irregular). Si se considera la penetración del efecto de borde de 100 metros a partir de la orilla, 88% del área de los parches de bosque del ADMM es hábitat de borde y 12% es hábitat interior. Al considerar un efecto de borde de 300 m la estimación del área de hábitat perturbado por el efecto de borde sube a 97%, quedando apenas un 3% de hábitat interior en los bosques.

Distancia a parches de bosque y continuidad espacial

La viabilidad de las poblaciones en paisajes fragmentados depende del intercambio continuo de individuos y genes entre fragmentos, siendo así dependiente de las relaciones espaciales entre parches que restringen o facilitan el movimiento.

En el ADMM, cerca de 83% de los fragmentos de bosque son adyacentes a otros fragmentos, es decir, tocan otros parches de bosque en al menos algún punto (Carmo 2000). Solamente 40 parches de bosque (243 ha) están espacialmente aislados en el paisaje, y de éstos apenas uno se encuentra a más de 300 metros del fragmento de

bosque más próximo. Los fragmentos de bosque en el ADMM tienen una buena continuidad espacial (FCI = 4.5) según el índice de continuidad propuesto por Vogelmann (1995): $FCI = \ln(\Sigma A / \Sigma P)$, donde ΣA = área total de parches de bosque del paisaje (m^2) y ΣP = perímetro total de parches de bosque del paisaje (m).

Diseño del paisaje basado en características espaciales

El manejo para la conservación de paisajes fragmentados debe involucrar el cese y la reversión de los procesos de destrucción y modificación del hábitat natural. Por tanto, se requiere mantener disponible el hábitat menos modificado.

En el ADMM, existen muchos parches de áreas sin árboles pequeños y de forma regular en el interior o en los bordes de los parches de bosques, causando irregularidad de forma en los fragmentos de bosque y un patrón de fragmentación desde adentro hacia fuera de los fragmentos. Los diseños del paisaje para recuperación de biodiversidad basados en las características espaciales de los parches buscaron resolver este problema (simulaciones 1 y 2, Figura 4b y 4c).

Diseño Manual - Simulación 1

La meta establecida para la simulación 1 fue aumentar y mejorar la forma de los parches de bosque grandes (> 300 ha) hasta que estos representaran un mínimo de 30% del área total del ADMM, incrementando así el área de hábitat interior en el paisaje. Fueron seleccionados para restauración (por medio de selección manual de polígonos en ArcView) todos los parches "no bosque" que estuvieran completamente contenidos en el interior de los 10 fragmentos de bosque grandes identificados, además de aquellos parches "no bosque" < 30 ha adyacentes a los bosques grandes que causaran irregularidad de los bordes de los fragmentos.

En el escenario generado por la Simulación 1 (Figura 4b) son restaurados 117 parches (955 ha) de áreas sin árboles, 61 parches (1350 ha) de sistemas agroforestales y 12 parches (272 ha) de vegetación secundaria, totalizando 2577 ha de cobertura boscosa restaurada (9% del área del ADMM). Este diseño representó una ganancia de 27% de área en bosques grandes y

un aumento del 18% de área de hábitat interior en el paisaje en relación a la situación actual.

Diseño Automático - Simulación 2

En la Simulación 2, la meta de recuperación del paisaje fue también el 30% del ADMM en fragmentos grandes de buena forma, así como en la Simulación 1. Sin embargo, en la simulación 2 la selección de los parches de recuperación se hizo automáticamente en ArcView a partir de la valoración de características espaciales de los parches (más detalle en Carmo (2000)). Se seleccionaron para restauración todos los parches "no bosque" de área pequeña (< 3ha) o mediana (entre 3 y 300 ha) y forma regular ($F < 2$), adyacentes a los fragmentos de bosque grandes (> 300 ha). Se considera que tales parches provocan irregularidades en los bordes de los fragmentos, aumentando su perímetro, empeorando su forma y ampliando el área de hábitat de borde en el paisaje.

En el escenario generado por la Simulación 2 (Figura 4c) son restaurados 327 parches (2347 ha) de áreas sin árboles, 47 parches (87 ha) de sistemas agroforestales y 39 parches (627 ha) de vegetación secundaria, totalizando 3061 ha de cobertura boscosa restaurada (11% del área del ADMM). Este diseño representó una ganancia de 31% de área en bosques grandes y 14% de área de hábitat interior en el paisaje en relación a la situación actual.

Análisis Gap por tipo de ambientes

Esta es una herramienta de planificación identifica y clasifica los elementos de la biodiversidad de un área, y hace un examen del grado de protección de estos elementos, normalmente utilizando sistemas de información geográfica (Strittholt y Boerner 1995). El análisis gap fue utilizado en este trabajo como base para la construcción de un diseño alternativo (Simulación 3) que contemplara la diversidad de hábitat del paisaje, siendo para tal necesario emplear conceptos adicionales y crear nuevas bases de datos.

La interacción de factores bióticos e históricos con diferentes tipos de ambientes físicos provocan la diferenciación de las comunidades, causando la diversidad de ecosistemas en el paisaje natural (Finegan *et al.* 2001). La con-

servación de ecosistemas naturales en una diversidad de ambientes en el paisaje implica mayores probabilidades de conservación de la biodiversidad a largo plazo, porque la heterogeneidad de hábitat en el paisaje es un atributo vital para las especies que dependen de recursos distribuidos en parches en el espacio o tiempo (como sitios para su reproducción o alimentación estacional), y puede permitir a los organismos ajustar su distribución local en respuesta a los cambios ambientales (Guindon 1996, Hunter *et al.* 1988).

La diversidad de hábitat del paisaje del ADMM fue representada por un mosaico de "tipos de ambientes" resultaron de la interacción de algunas variables ambientales consideradas importantes en la diferenciación de las comunidades naturales: tipo de paisaje, elevación altitudinal y proximidad a cursos de agua (Figura 1d, Figura 5).

Tipos de paisaje

En el ADMM se reconoció que los 4 tipos de bosque identificados a partir de la interpretación de las fotografías aéreas ocurren en zonas de características edafo-climáticas, históricas y socio-económicas distintas. Tales zonas distintas son aquí denominadas tipos de paisaje y fueron delimitadas (digitalizadas en ArcView) a partir de los límites entre diferentes tipos de bosque en el mapa de parches (Figura 2). Debido a la fragmentación, algunos segmentos de estos límites cruzan áreas agrícolas y su trazado fue auxiliado por las líneas de los mapas de curvas de nivel, pendientes y temperatura promedio anual (Figura 1d). Fueron delimitados cuatro tipos de paisaje en el ADMM: paisaje de la zona de bosque montano (P1, 44% del área del paisaje cubierto por bosques); paisaje de la zona de bosque mixto (P2, 51% de bosque); paisaje de la zona de bosque decido (P3, 50% bajo bosque) y paisaje de la zona de mesetas de Moropotente (P4, 23% bajo bosque) (Figura 5a).

Rangos altitudinales

El aumento de la elevación altitudinal causa alzas de precipitación y bajas en la temperatura, y en montañas tropicales el gradiente altitudinal es un factor determinante de la composición, riqueza y diversidad de especies.

(Webster 1995). La preservación de hábitat a lo largo de rangos altitudinales es un factor fundamental para la conservación de especies dependientes de migraciones altitudinales, y resulta en la preservación de más especies de lo que se conseguiría con la preservación de una área similar pero restringida a un solo cinturón altitudinal (Guindon 1996).

Se produjo un mapa con polígonos representando dos clases de elevación altitudinal en el ADMM: mayor que 1200 msnm (E1) y menor que 1200 msnm (E2) (Figura 5b). En ambientes de elevación menor a 1200 msnm la cobertura boscosa llegó a un 45% y en los ambientes más elevados a 41%.

Ambientes riparios

Los bosques riparios se originan en los corredores fluviales, y difieren de los bosques ubicados en terreno elevado por la influencia de regímenes de inundación y procesos geomorfológicos del río. Tienen alta diversidad de especies y configuran corredores de dispersión naturales para la fauna y la flora, conectando diferentes tipos de ambientes en el gradiente altitudinal (Laurance y Gascon 1997, Naiman *et al.* 1993).

Partiendo del supuesto de que los fragmentos de bosque remanentes a lo largo de cursos de agua deben tener más de 300 m de ancho (Laurance y Gascon 1997) y analizando la estructura de los bosques riparios en el mosaico de parches, se delimitó el área más próxima que 150 m a los dos lados de los ríos (mapa de ríos, Figura 1d) para representar los corredores fluviales que forman el ambiente típico de bosques riparios del ADMM. El mapa resultante se constituyó por polígonos de dos clases de proximidad a ríos: mayor que 150 metros (D1) y menor que 150 metros (D2) (Figura 5c). Aunque la legislación nicaragüense prevé que el 100% de estos bosques riparios debieran ser conservados, el ambiente ripario del ADMM retiene solamente 50% de cobertura boscosa (8% más que el ambiente más lejano que 150 metros de los ríos).

Tipos de ambientes

El número de tipos de ambientes identificados en el paisaje es una función de la cantidad de factores ambientales considerados. En el ADMM, la intersección de los mapas de tipos

de paisaje, clases de elevación y clases de distancia a los ríos generó un mosaico de 16 tipos de ambientes, algunos relativamente bien conservados y otros en estado relictual (Figura 5d).

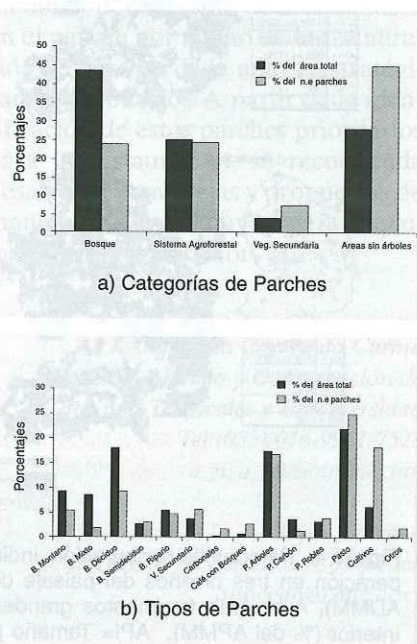


Figura 3. Porcentaje del área y del número de parches del ADMM representados por (a) las categorías y (b) tipos de parches.

Diseño del paisaje basado en el análisis gap - Simulación 3

Aunque se reconozca que el paisaje debe ser mantenido con una cobertura mínima de hábitat natural con la representatividad distribuida por cada tipo de ecosistema reconocido, todavía no se ha resuelto la cuestión de cuánto de cada elemento debe ser representado por fragmentos en estatus de protección permanente (Strittholt y Boerner 1995, Jennings 2000). La literatura cita niveles arbitrarios de 10, 20 y 50% de protección para la conservación de la biodiversidad regional. En el diseño del ADMM (Simulación 3), se consideró la meta de una cubierta boscosa de 60% del paisaje sugerida por McIntyre y Hobbs (1999) para la recuperación de paisajes fragmentados.

En áreas como el ADMM, donde el bienestar socioeconómico de las comunidades es un objetivo importante así como la conservación de biodiversidad a largo plazo, los servicios ambientales de los bosques riparios de-

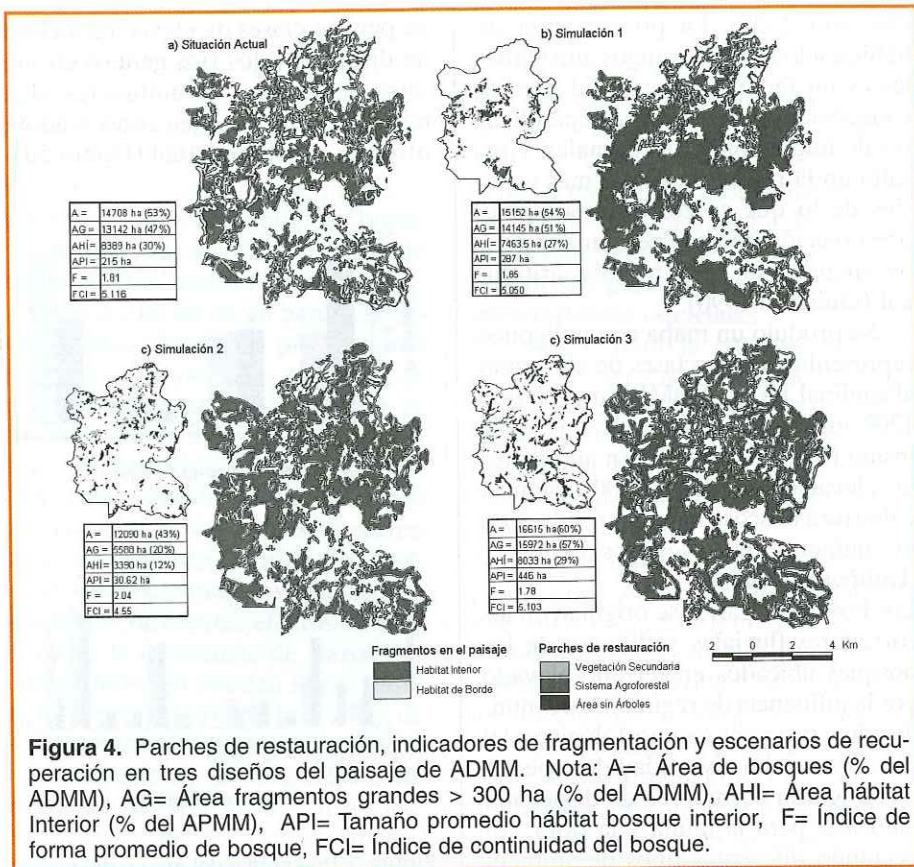


Figura 4. Parches de restauración, indicadores de fragmentación y escenarios de recuperación en tres diseños del paisaje de ADMM. Nota: A= Área de bosques (% del ADMM), AG= Área fragmentos grandes > 300 ha (% del ADMM), AHI= Área hábitat Interior (% del APMM), API= Tamaño promedio hábitat bosque interior, F= Índice de forma promedio de bosque, FCl= Índice de continuidad del bosque.

plar un mínimo de 40% de cobertura boscosa en los demás tipos de ambientes identificados en el análisis gap.

Para construir el diseño del paisaje, todos los parches de cualquier tipo dentro del ambiente ripario (distancia a ríos < 150 metros) fueron seleccionados automáticamente en ArcView. Para aquellos tipos de ambientes con menos de 40% de cobertura boscosa, fueron seleccionados automáticamente todos los parches "no bosque" < 3 ha adyacentes a fragmentos de bosque o a los parches ya seleccionados en ambientes riparios. Se siguió añadiendo manualmente a la selección los parches "no bosque" que causarían irregularidad de los fragmentos ya seleccionados o que pudieran formar corredores entre fragmentos, hasta que el área total seleccionada completara el 40% de cobertura en cada tipo de ambiente.

En el escenario generado por la Simulación 3 (Figura 4d), son restaurados 372 parches (2398 ha) de áreas sin árboles, 233 parches (1820 ha) de sistemas agroforestales y 47 parches (386 ha) de vegetación secundaria, totalizando 4604 ha cobertura boscosa restaurada (16% del área del ADMM). Este diseño representó un aumento de 37% de área en bosques grandes y 17% de área de hábitat interior en el paisaje.

Definición de áreas prioritarias para restauración en el ADMM

De las tres simulaciones generadas en ArcView es difícil decir cuál es el diseño de paisaje óptimo para el ADMM, pues no se incluyeron en el análisis variables de importancia práctica como la tenencia de la tierra y relaciones costo-beneficio de la recuperación, ni tampoco se relacionaron los diferentes patrones del paisaje con los requerimientos de las especies faunísticas del ADMM (por ejemplo, el radio de acción, comportamiento migratorio y de dispersión, rangos de hábitat, etc.). Sin embargo, la Simulación 3 parece ser la que presenta mayor potencial para la conservación de la biodiversidad a largo plazo ya que contempla la conservación de hábitat natural en una diversidad de ecosistemas, asegura la sostenibilidad por medio de la protección de los recursos hídricos y resulta en la protección de

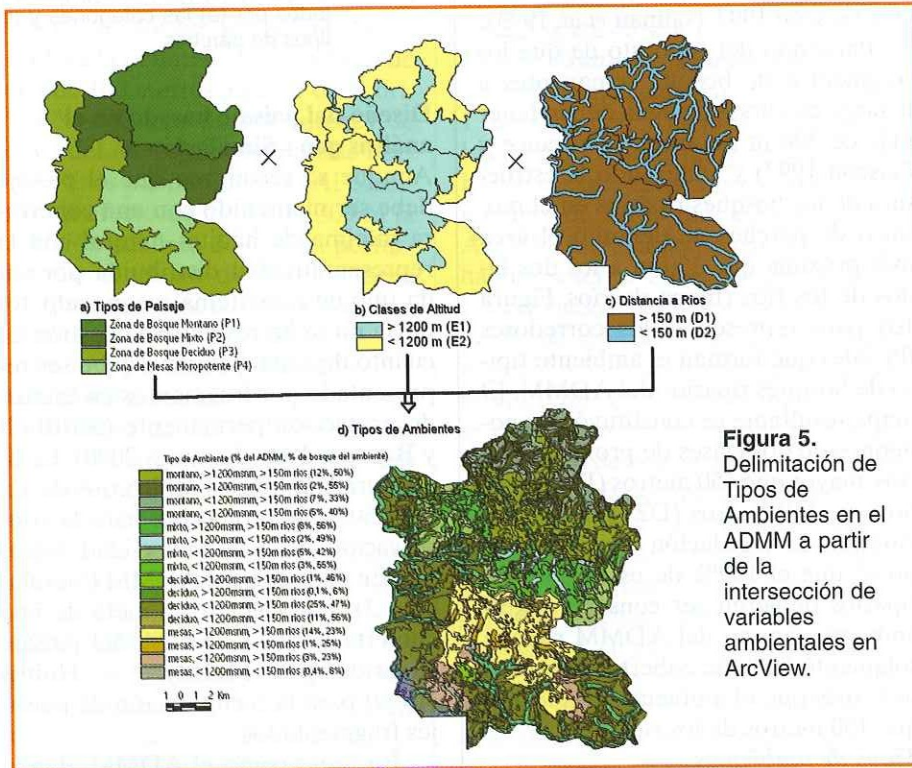


Figura 5. Delimitación de Tipos de Ambientes en el ADMM a partir de la intersección de variables ambientales en ArcView.

ben ser especialmente considerados, y por eso la simulación 3 buscó un escenario en donde la cobertura boscosa de los ambientes riparios fuera de

100% (Figura 5c - D2, correspondiendo a 24% del ADMM). Para completar los 60% de la meta de cobertura boscosa establecida, se buscó contem-

suficiente área de hábitat interior en parches grandes (Figura 4d).


La estrategia de manejo y recuperación del ADMM debería incluir mecanismos para alcanzar el escenario de la Simulación 3. Sin embargo, ello implica la restauración de cerca de 4 600 ha, y es necesario establecer prioridades para orientar la compra de tierras, el pago de servicios ambientales y la aplicación de incentivos a la reforestación, tanto natural como a través de la plantación. La restauración puede ser considerada prioritaria en los parches seleccionados simultáneamente en las simulaciones 1, 2 y 3 (prioridad 1) y en los parches seleccionados simultáneamente en las simulaciones 2 y 3 (prioridad 2), porque su restauración promueve, además de un avance hacia el diseño de la Simulación 3, el acercamiento a las metas de conservación establecidas para las demás simulaciones (es decir, aumento de área de hábitat interior por la recuperación de área y forma de los fragmentos grandes). Las áreas identificadas como prioridad 1 para recuperación totalizan 1042 ha (262 parches), divididos en 790 ha (104 parches) de Área sin Árboles, 112 ha

(18 parches) de Sistema Agroforestal y 140 ha (9 parches) de Vegetación Secundaria. Las áreas identificadas como prioridad 2 para recuperación totalizan 845 ha (174 parches), divididos en 651 ha (142 parches) de área sin árboles, 14 ha (10 parches) de sistema agroforestal y 180 ha (22 parches) de vegetación secundaria.

Conclusiones y recomendaciones

El diseño del paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad debe basarse en el conocimiento y análisis del patrón del paisaje y debe tener presente las soluciones espaciales previstas en el campo de la ecología de paisajes y biología de la conservación. El análisis gap por tipos de ambientes refleja la diversidad de hábitats y comunidades que ocurriría naturalmente en el paisaje antes de la fragmentación, siendo un componente necesario para la comprensión del patrón del paisaje fragmentado y su diseño para recuperación.

El ADMM es un paisaje fragmentado que todavía retiene un buen porcentaje de bosque remanente con buena continuidad espacial, pero sus fragmentos tienen una forma muy

irregular, lo que causa predominancia de hábitat de borde en el paisaje. La recuperación de hábitat interior (vital para la conservación de biodiversidad en el paisaje del ADMM) depende del mejoramiento de la forma de los fragmentos y del aumento de área boscosa en el paisaje por medio de la restauración de parches de la matriz estratégicamente ubicados. A partir de la identificación de estos parches prioritarios para la restauración, se recomienda desarrollar estrategias y propuestas de manejo que contribuyan para implementar tal restauración. 

Ana Paula Corrêa do Carmo
Master en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad
Tel: (055) 016-9961-7523
a_n_a_p@hotmail.com

Bryan Finegan
CATIE 7170 Turrialba, Costa Rica
bfinegan@catie.ac.cr

Celia Harvey
CATIE 7170 Turrialba, Costa Rica
charvey@catie.ac.cr

Literatura Citada

Bierregaard, R.O. Jr; Lovejoy, TE; Kapos, V; Santos, A.A.; Hutchings, RW. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *Bioscience* 42 (11): 859-866.

Burger, W. 1995. Montane species-limits in Costa Rica and evidence for local speciation on altitudinal gradients. In: Churchil, S.P. et al. (eds.). *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests*. The New York Botanical Garden. p. 127 - 133.

Carmo, APC. 2000. Evaluación de un paisaje fragmentado para la conservación y recuperación de biodiversidad - Área Demostrativa Miraflores Moropotente, Estelí, Nicaragua. Tesis de Maestría. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 137 p.

Dale, VH; Offerman, H; Frohn, R; Gardner, RH. 1995. Landscape characterization and biodiversity research. In: *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests*, IUFRO Symposium (1994, Chiang Mai, Thailand). Proceedings. Malaysia. p. 47-65.

Fahrig, L.; Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.

Finegan, B; Palacios, W; Zamora, N; Delgado, D. 2001. Ecosystem-level forest biodiversity and sustainability assessments for forest management. In: R.J. Raison et al. (eds) *Criteria and Indicators for sustainable forest management*. CAB International, Wallingford.

Forman, RTT. 1995. *Land mosaics - the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. 632 p.

Forman, RTT ; Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience* 31 (19): 733-740.

Franklin, JF. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications* 3 (2): 202-205.

Guindon, CF. 1996. The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica. In: Schelhas, J y R. Greenberg (eds). *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC. p. 168-186.

Harvey, CA; Harber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.

Hobbs, RJ; Huenneke, LF. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6 (3): 324-337.

Hobbs, RJ; Norton, DA. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4 (2): 93-110.

Hunter Jr; ML; Jacobson GL Jr; Webb III, T. 1988. Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2 (4): 375-385.

Jennings, MD. 2000. Gap analysis: concepts, methods and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5-20

Laurance, WF; Gascon, C. 1997. How to creatively fragment a landscape. *Conservation Biology* 11 (2): 577-579.

Laurance, WF; Bierregaard Jr; Gascon, C; Kidham, RK; Smith, AP; Lynam, AJ; Viana, VM; Lovejoy, TE; Sieving, KE; Sites Jr, JW; Andersen, M; Tocher, MD; Kramer, EA; Restrepo, C; C. Moritz. 1997. *Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic*

discipline. In: Laurance, WF y R.O. Bierregaard Jr. (eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, London. 616 p.

Lugo, AE. 1995. Management of tropical biodiversity. *Ecological Applications* 5 (4): 956-961.

McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13 (6): 1282-1292.

Naiman, RJ; Decamps, H; Pollock, H. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3 (9): 209-212.

Noss, RF. 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. In: Hudson, W. E. (ed). *Landscape Linkages and Biodiversity*. Island Press, Washington, DC. p. 27 - 39.

Schelhas, J; Greenberg, R. 1996. The value of forest patches. In: Schelhas, J y R. Greenberg (eds). *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC. p. xv - xxxvi.

Strittholt, JR; Boerner REJ. 1995. Applying biodiversity gap analysis in a regional nature reserve design for the edge of Appalachia, Ohio (USA). *Conservation Biology* 9(6): 1492-1505

Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24 (2b): 283-292.

Vogelmann, JE. 1995. Assessment of forest fragmentation in southern New England using remote sensing and geographic information systems technology. *Conservation Biology* 9 (2): 439-449.

Remoción y germinación de semillas de *Dipteryx panamensis* y *Carapa guianensis* en bosques fragmentados de Sarapiquí, Costa Rica

La regeneración exitosa de ciertos árboles depende en gran medida de especies faunísticas. Por esto, aumentar, mantener su hábitat, evitar su desaparición por cacería o erosión genética son criterios que deben incluirse en los planes de manejo.

Harold Arias-Le Claire

RESUMEN

Se evaluó la remoción y la germinación de semillas de *Dipteryx panamensis* y *Carapa guianensis* en tres fragmentos de bosque bajo manejo forestal y se llevó un control en la Estación Biológica La Selva.

La remoción de semillas fue evaluada bajo dos tratamientos, exclusión y no-exclusión. Los porcentajes de remoción de semillas fueron altos para *D. panamensis* en los cuatro sitios y en ambos tratamientos. Sin embargo, la depredación de semillas en exclusión fue mayor en los fragmentos, lo que indica una alta abundancia de roedores pequeños en estos sitios. El porcentaje de remoción de *C. guianensis* en los cuatro sitios fue alto en no-exclusión, pero bajo en exclusión, al parecer debido a la remoción por guatusas (*Dasyprocta punctata*, roedor de tamaño medio). La germinación se evaluó bajo dos tratamientos: semillas no-enterradas y enterradas (simulando la acción de las guatusas). La germinación de *Dipteryx* no varió entre tratamientos, pero *Carapa* presentó una mayor germinación de semillas enterradas.

Los resultados sugieren que la regeneración exitosa a partir de la semilla de *D. panamensis* en los fragmentos no depende solo de los roedores medianos sino también de otros dispersores. En contraste, las guatusas posiblemente son importantes en la regeneración de *C. guianensis*. Por último, parece necesario aumentar la conectividad del hábitat para conservar poblaciones de mamíferos medianos, lo que también contribuiría a la sostenibilidad del manejo forestal de las especies de estudio.

Palabras clave: remoción y germinación de semillas, fragmentación, defaunación, *Dasyprocta punctata*, guatusas, enterramiento de semillas, *Dipteryx panamensis*, almendro, *Carapa guianensis*, caobilla.

SUMMARY

Removal and germination of *Dipteryx panamensis* and *Carapa guianensis* in fragmented forests of Sarapiquí, Costa Rica. Seed removal and germination of *Dipteryx panamensis* and *Carapa guianensis* were evaluated in three forest fragments under forest management and at La Selva Biological Station. Seed removal was evaluated in two treatments were used caged and un-caged. We found high seed removal percentages of *D. panamensis* in the four sites as well as in both treatments. However seed predation was lower in La Selva caged treatment than in the three fragmented forests, probably due to a high abundances of small rodents in this sites. For *C. guianensis* seed removal was high in all sites only in un-caged approach, may be some evidences of agouties (*Dasyprocta punctata*, middle size rodent) action. Germination was evaluated under two treatments: unburied and artificially buried seeds (treatment that simulates scatterhoarding action of agouties). *Dipteryx* germination showed no variation between treatments, since *Carapa* buried seeds germination was higher than unburied. In brief, the results suggest that a successful regeneration starting from seeds in *D. panamensis*, not only depends on scatterhoarding rodents, probably relies also in other agents in fragmented areas. The results for *C. guianensis* suggest that agouties have an extremely important role in the regeneration process of this tree. Protect or increase connectivity in fragmented landscapes seems necessary to conserve populations of middle-size mammals, additionally contributing to timber sustainability of large-seed species like *C. guianensis* and *D. panamensis*.

Keyword: seed germination and removal, fragmentation, defaunation, *Dasyprocta punctata*, agouties, scatterhoarding, seed burial, *Dipteryx panamensis*, tonka bean tree, *Carapa guianensis*, royal mahogany.

La cacería y fragmentación de los bosques neotropicales se han relacionado con la pérdida parcial o total de ciertas especies animales (defaunación), muchas de ellas clave en procesos ecológicos (Redford 1992, Chiarello 1999). Tal fenómeno podría ser peligroso ya que las semillas de una alta proporción de árboles neotropicales dependen de fauna para su dispersión (Howe y Smallwood 1982, Loiselle *et al.* 1996). Específicamente, algunas especies de semilla grande dependen de roedores (*Dasyprocta* y *Myoprocta*) para su reclutamiento en el bosque (Smythe 1989, Forget 1993). Éstos entierran las semillas para después depredarlas, pero muchas nunca son localizadas de nuevo, lo que en apariencia aumenta sus probabilidades de supervivencia (Smythe 1978, McHargue y Hartshorn 1991, Forget 1996, Guariguata *et al.* 2000).

La regeneración exitosa de especies arbóreas podría estar en peligro de extinción si las poblaciones de dichos roedores se reducen o desaparecen por la cacería o reducción de su hábitat. En esta investigación se evaluó comparativamente en un bosque continuo protegido de la cacería y tres fragmentos de bosque bajo manejo forestal -parcialmente protegidos de la cacería- lo siguiente: a) la remoción por la fauna de las semillas de dos árboles maderables de semillas grande, y b) el porcentaje de germinación de semillas no enterradas y enterradas de los dos árboles, esto último como un proceso análogo al que realizan los roedores.

Materiales y métodos

El área de estudio fue en Sarapiquí, provincia de Heredia, Costa Rica. Se realizó en tres fragmentos de bosque bajo manejo forestal: Starke, que abarca 344 ha, Paniagua con 142 ha y Rojomaca de 117 ha, y en el bosque primario intervenido del Anexo Sarapiquí (631 ha) de la Estación Biológica La Selva (Figura 1).

Las especies *C. guianensis* y *D. panamensis* fueron seleccionadas dada su importancia en la comercialización forestal por la calidad y dureza de su madera (Flores 1992, 1994). Además, son fundamentales en el do-

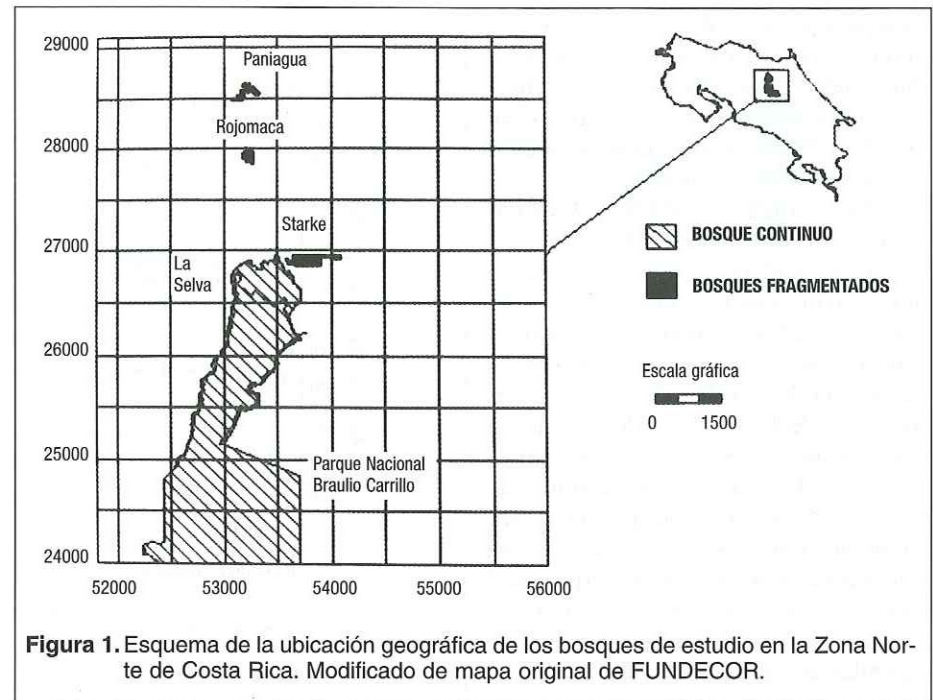


Figura 1. Esquema de la ubicación geográfica de los bosques de estudio en la Zona Norte de Costa Rica. Modificado de mapa original de FUNDECOR.

sel de los bosques lluviosos neotropicales porque sus frutos o semillas son consumidos por diversos animales. Ambos árboles tienen semillas grandes, que dependen en gran medida de los vertebrados para su diseminación efectiva. En *C. guianensis* la dependencia por la fauna es alta en sitios no anegados (inundados), ya que su dispersor primario es el agua en bosques inundados (Flores 1994).

Pruebas de remoción de semillas

Se evaluó semanalmente el porcentaje de semillas de *D. panamensis* y *C. guianensis* removidas en los cuatro bosques de estudio (a pesar de que se utilizaron frutos de *D. panamensis* se hará referencia a éstos como "semillas"). Se utilizaron tratamientos contrastantes de exclusión: a) exclusión de mamíferos, las semillas fueron protegidas por jaulas cilíndricas de un metro de altura y 0,70 m de diámetro, malla metálica de 2 x 2 pulgadas de abertura y b) no exclusión (sin jaula).

En cada tratamiento se colocaron 10 semillas y se establecieron 15 réplicas en cada bosque. Las evaluaciones se llevaron a cabo de acuerdo con la fenología de ambas especies y hasta que el porcentaje de semillas remanentes (de al menos uno de los tratamientos) fuera cercano a cero en la mayoría de las réplicas.

Pruebas de germinación en el campo

Para determinar si la acción de enterrar las semillas por parte de los roedores aumenta la germinación de ambas especies, se evaluaron los porcentajes de germinación (etapa en que las semillas tenían una pequeña raíz o radícula de dos o más centímetros) comparando grupos de semillas enterradas, simulando la acción de los roedores, y no enterradas en los cuatro sitios de estudio. Para *D. panamensis* se establecieron en cada bosque 5 grupos de 20 semillas, distribuidas por igual en ambos tratamientos, semillas enterradas y no enterradas; en el caso de *C. guianensis* se colocaron 4 grupos en cada sitio. Los grupos fueron protegidos por una jaula cilíndrica de un metro de altura y 0,70 m de diámetro de malla de 1 1/2 x 1 1/2 pulgadas de abertura. En cada jaula se ubicaron cuatro líneas de cinco semillas y aleatoriamente se les aplicó uno de los tratamientos. Las semillas de *D. panamensis* fueron evaluadas durante 64 días y *C. guianensis* 104 días.

Resultados

Remoción de semillas

El porcentaje de remoción de semillas de *D. panamensis* y *C. guianensis* fue alto en los cuatro sitios de estudio. En el caso de *D. panamensis* la remoción de semillas fue diferente entre los

8 figuras en 1 sola

bosques, pero similar en ambos tratamientos de exclusión. A 16 días después del establecimiento de los ensayos la remanencia de semillas en Starke y Rojomaca fue cercana a cero en ambos tratamientos.

Por el contrario, en La Selva y Paniagua el tratamiento de exclusión presentó a lo largo del experimento una mayor remanencia (menor remoción) que el tratamiento de no exclusión (Figura 2). Cabe destacar que la remoción de semillas de *D. panamensis* en La Selva fue más lenta que en los fragmentos de bosque. Por otra parte, la depredación de semillas de *D. panamensis*, medida por la remoción en el tratamiento de exclusión, fue mayor en los fragmentos que en el bosque continuo (La Selva). Para el caso de *C. guianensis* la remoción de semillas no fue diferente entre el bosque continuo y los fragmentos, pero fue contrastada entre los dos tratamientos de exclusión (Figura 2).

Comparando ambas especies se nota que la remoción de semillas de *C. guianensis* en el tratamiento de no exclusión fue más rápida en los cuatro bosques. Además, la remoción de *C. guianensis* en el tratamiento de exclusión fue muy baja en contraste con el mayor porcentaje observado para *D. panamensis* en los cuatro sitios. Esto probablemente se debió a que los roedores pequeños ejercieron presión de depredación sobre las semillas de *D. panamensis*, que por ser más pequeñas que las semillas de *C. guianensis* las pudieron manipular fácilmente. En contraste, los resultados revelaron que estas últimas semillas fueron removidas por animales medianos.

Germinación de semillas y la acción de los dispersores

Los porcentajes de germinación de ambas semillas varió entre los tratamientos y las especies (Figura 3). Los porcentajes de germinación de *D. panamensis* no presentaron diferencias significativas al comparar la cantidad de semillas germinadas frente a las no germinadas en los tratamientos mediante una prueba de chi-cuadrado de bondad de ajuste:

- La Selva $X^2 = 2,96$ 1g.l. $p = 0,08$
- Starke $X^2 = 0,64$ 1g.l. $p = 0,42$
- Rojomaca $X^2 = 2,08$ 1g.l. $p = 0,15$
- Paniagua $X^2 = 2$ 1g.l., $p = 0,16$

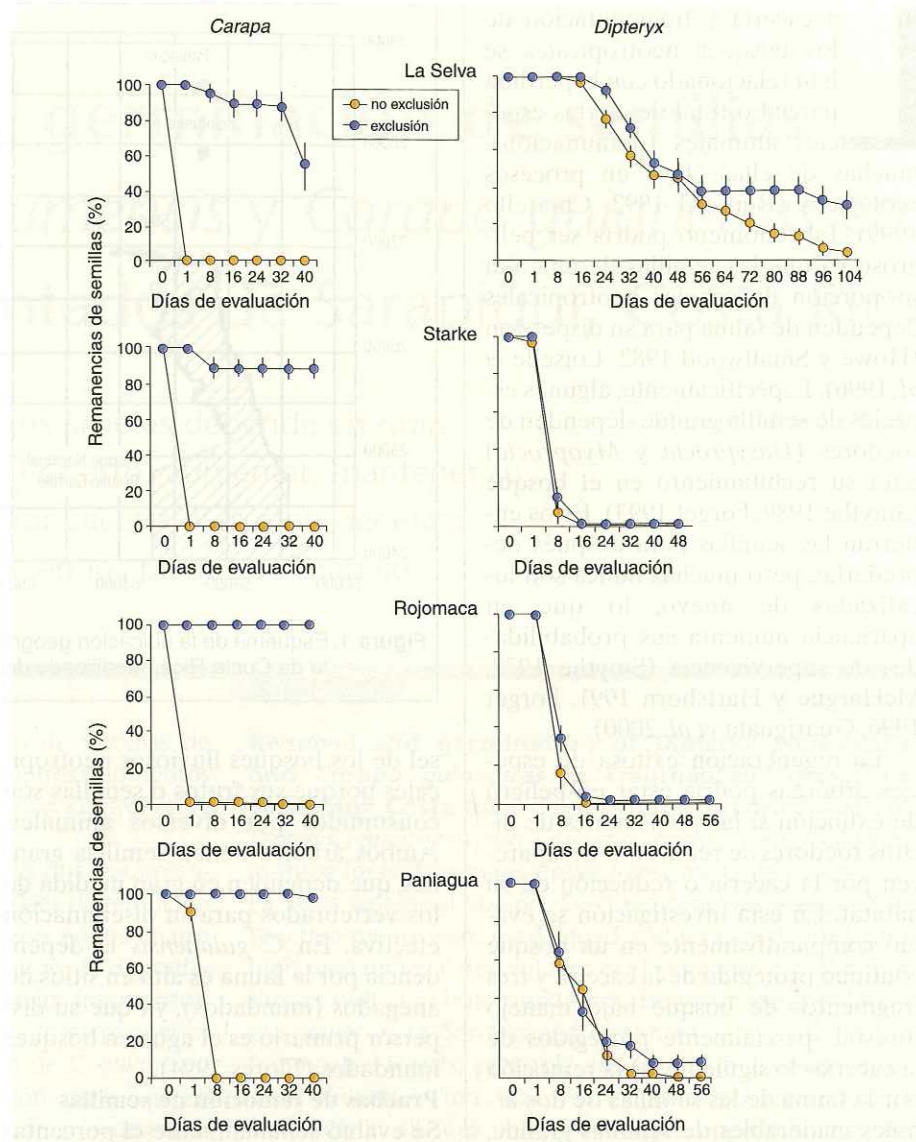


Figura 2. Porcentaje (promedio \pm 1 error estándar) de semillas remanentes de *Dipteryx panamensis* y *Carapa guianensis* bajo dos tratamientos contrastantes de exclusión, según los días de evaluación en cuatro sitios de la zona Norte de Costa Rica.

Las semillas de *C. guianensis* tuvieron una mayor germinación en el tratamiento enterrado en los cuatro sitios de estudio. Esta diferencia fue significativa al comparar los porcentajes de germinación en cada sitio:

- La Selva $X^2 = 18,10$ 1gl. $p < 0,01$
- Starke $X^2 = 20,20$ 1gl. $p < 0,01$
- Rojomaca $X^2 = 14,9$ 1gl. $p < 0,01$
- Paniagua $X^2 = 45,2$ 1gl. $p < 0,01$

Las pruebas de bondad de ajuste las frecuencias esperadas fueron calculadas asumiendo una misma probabilidad para las semillas geminadas y no germinadas en ambos tratamientos.

Los resultados de germinación sugieren que *D. panamensis* podría de-

pendar, en menor medida, de la dispersión de semillas que realizan las guatusas (*D. punctata*), mientras que la regeneración a partir de semilla de *C. guianensis* podría aumentar con la acción de estos mamíferos.

Discusión

Los altos porcentajes de remoción de semillas encontrados para ambas especies, en el bosque continuo y en los fragmentos, probablemente se debieron a que los sitios estudiados mantienen poblaciones de mamíferos pequeños y medianos (Arias-LeClaire 2000). Esto considerando que ambas especies son consumidas por gua-

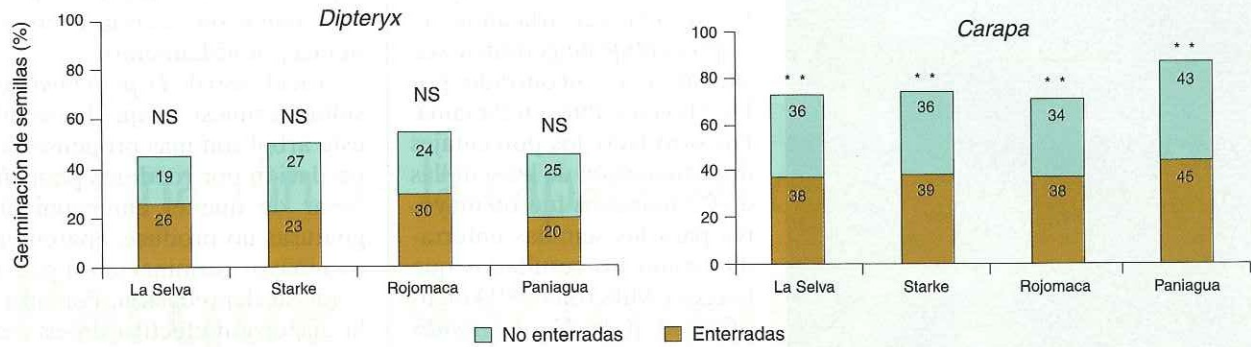


Figura 3. Porcentajes de germinación de semillas de *Dipteryx panamensis* y *Carapa guianensis*, bajo dos tratamientos (semillas enterradas y no enterradas) en cuatro bosques de la zona Norte de Costa Rica. Sobre las barras se indica si las pruebas de χ^2 fueron o no significativas, NS: $p > 0,05$; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$. En las barras se indican los porcentajes de germinación de cada tratamiento en cada sitio.

tusas que son dispersoras de árboles de semilla grande (Mc Hargue y Hartshorn 1983, Peres y Baider 1997, Forget 1993 Y 1996).

A pesar de que en forma general se encontraron muestras de una remoción similar entre tratamientos para *D. panamensis*, se presentó una mayor remoción en exclusión en los bosques fragmentados. Esto no solo demuestra que dichas semillas son consumidas por roedores medianos y pequeños, sino también sugiere que probablemente la alteración del hábi-

tat en los fragmentos propicia una abundancia de roedores pequeños (Arias-LeClaire 2000). Por el contrario, la remoción de semillas de *C. guianensis* fue mayor en no-exclusión en los cuatro bosques estudiados; indica que esta especie es apetecida principalmente por roedores medianos.

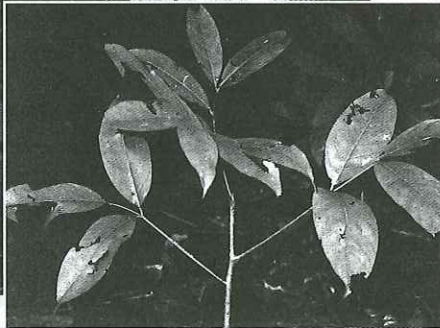
Para ambos árboles, y con base en la alta remoción de semillas registrada en los cuatro sitios de estudio, se podría esperar un alto reclutamiento a partir de su semilla, como consecuencia de un alto potencial de dis-

persión. Lo anterior es cierto si se considera que probablemente sitios con poblaciones de guatusas tienen un mayor reclutamiento a partir de semilla, debido a que el enterramiento de los propágulos (o semillas) aumenta la germinación en especies de árboles cuyos frutos o semillas son dispersados por estos roedores (Smythe 1989, Asquith *et al.* 1999, Guariguata *et al.* 2000). Sobre todo si el reclutamiento en los bosques tropicales se favorece en bajas densidades, generalmente lejos del adulto coespecífico



Fotos: H. Arias.

Arreglo de los ensayos de germinación de semillas de *D. panamensis* y *C. guianensis*. En primer plano se muestran las semillas de *D. panamensis* en la jaula de germinación y en el recuadro se encuentran las plántulas de *C. guianensis* germinadas en los ensayos.



Fotos: Harold Arias.

La dispersión efectiva y por ende la regeneración exitosa de algunas especies de árboles de semilla grande se ha relacionado con la actividad de las guatusas (*Dasyprocta punctata*). En primer plano regeneración de *D. panamensis* y en recuadro *C. guianensis*

(Coley y Barone 1996, De Steven y Putz 1984, Clark y Clark 1987).

Sin embargo, al comparar el número de semillas germinadas y no germinadas

D. panamensis no mostró que el enterrarla aumente su porcentaje de germinación; similar a lo encontrado por De Steven y Putz en Panamá. Por otro lado, los porcentajes de germinación de las semillas de *C. guianensis* fueron mayores para las semillas enterradas, como los resultados que Forget y Milleron (1991) identificaron para *Virola nobilis* en la Isla de Barro Colorado. Dados los resultados anteriores, se sugiere que la regeneración exitosa de *C. guianensis* en bosques no anegados depende en gran medida de la acción de las guatusas, aunque los resultados señalan que estos mismos mamíferos pueden causar altos porcentajes de mortalidad en semillas y plántulas. De este modo, sería conveniente que las decisiones de manejo consideren el aprovechamiento de esta especie forestal en sitios donde las poblaciones

de roedores presenten un mejor estado de conservación. Además, se debe considerar medidas para aumentar y mantener su hábitat y así evitar la desaparición de estos mamíferos por fragmentación, cacería o erosión genética por aislamiento.

En el caso de *D. panamensis* los resultados muestran que las semillas de este árbol son más propensas a la depredación por roedores pequeños y a pesar de que el enterramiento por guatusas no produce, aparentemente, una mayor germinación sí podría prevenir su depredación. Por otra parte, la dispersión efectiva de esta especie en los fragmentos fue menor que en el bosque continuo y las distancias de dispersión de esta especie fueron muy bajas. Estos antecedentes podrían sugerir que la regeneración de *D. panamensis*, a partir de semilla en ambientes fragmentados, podría no solo depender de la acción de las guatusas, sino también de otros agentes dispersores. En este sentido Bonaccorso *et al.* (1981) señala que el murciélago *Artibeus lituratus* podría ser un dispersor efectivo de la especie, ya que acarrea las semillas a grandes distancias sin dañar el embrión.

saparición de estos mamíferos por fragmentación, cacería o erosión genética por aislamiento.

En el caso de *D. panamensis* los resultados muestran que las semillas de este árbol son más propensas a la depredación por roedores pequeños y a pesar de que el enterramiento por guatusas no produce, aparentemente, una mayor germinación sí podría prevenir su depredación. Por otra parte, la dispersión efectiva de esta especie en los fragmentos fue menor que en el bosque continuo y las distancias de dispersión de esta especie fueron muy bajas. Estos antecedentes podrían sugerir que la regeneración de *D. panamensis*, a partir de semilla en ambientes fragmentados, podría no solo depender de la acción de las guatusas, sino también de otros agentes dispersores. En este sentido Bonaccorso *et al.* (1981) señala que el murciélago *Artibeus lituratus* podría ser un dispersor efectivo de la especie, ya que acarrea las semillas a grandes distancias sin dañar el embrión.

Harold Arias-Le Claire

Máster en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Correo electrónico: lecythiscr@yahoo.com

Literatura citada

- Arias-Le Claire, H. 2000. Dispersión de semillas de dos especies arbóreas comerciales diseminadas por vertebrados en bosques fragmentados de Sarapiquí, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 69 p.
- Asquith, NM; Terborgh, J; Arnold, AE; Riveros, M. 1999. The fruits the agoutilate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology* 15:229-235.
- Bonaccorso, FJ; Glanz, WE; Sanford, CM. 1980. Feeding assemblages of mammals at fruiting *Dipteryx panamensis* (Papilionaceae) trees in Panama: seed predation, dispersal and parasitism. *Revista de Biología Tropical* 28 (1): 61-72.
- Chiarrello, A. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Clark, DB; Clark, DA. 1987. Population ecology and microhabitat distribution of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rain forest emergent tree. *Biotropica* 19(3): 236-244.
- Coley, PD; Barone, JA. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annuals Reviews in Ecological Systematics* 27: 305-335.
- De Steven, D; Putz FE. 1984. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. *Oikos* 43: 207-216
- Flores, EM. 1992. *Dipteryx panamensis*. Árboles y semillas del Neotrópico. Museo Nacional de Costa Rica/Herbario Nacional de Costa Rica 1 (1): 1-22.
- Flores, EM. 1994. *Carapa guianensis*. Árboles y semillas del Neotrópico. Museo Nacional de Costa Rica/Herbario Nacional de Costa Rica 3 (2): 27-56.
- Forget, PM. 1993. Post-dispersal predation and scatterhoarding of *Dipteryx panamensis* (Papilionaceae) seeds by rodents in Panama. *Oecologia* (94): 255-261.
- Forget, PM. 1996. Removal of seeds of *Carapa procera* (Meliaceae) by rodents and their fate in rainforest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 12: 751-761.
- Forget, P; Milleron, T. 1991. Evidence for secondary seed dispersal by rodents in Panamá. *Oecologia* 87: 596-599.
- Guariguata, M; Rosales, A.; Finegan, B. 2000. Seed removal and seed fate in two selectively logged forests with contrasting protection levels. *Conservation Biology* 14(4): 1046-1054.
- Mchargue, LA; Hartshorn, GS. 1983. Seed and seedling ecology of *Carapa guianensis*. *Turrialba* 33 (4): 399-404.
- Mchargue, LA.; Hartshorn, GS. 1991. *Carapa guianensis* (Meliaceae) (Cedro macho, caobilla). In: Janzen, D.H. ed. *Historia natural de Costa Rica*. 2 ed. San José, CR. Edit. Universidad de Costa Rica. p. 209-210.
- Peres, C; Baider, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilnut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 13: 595-616.
- Redford, KH. 1992. The empty forest. *BioScience* 42 (6): 412-422.
- Smythe, N. 1978. The natural history of Central American Agouti (*Dasyprocta punctata*). *Smithsonian Contribution to Zoology*. 257: 1-52.
- Smythe, N. 1989. Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. *Biotropica* 21: 50-56.

Determinación de la capacidad de carga turística del Parque Nacional La Tigra

Tegucigalpa, Honduras

RESUMEN

El estudio se realizó en el Parque Nacional La Tigra. Se utilizó la metodología "determinación de la capacidad de carga turística en áreas protegidas" que considera tres niveles: capacidad de carga física (CCF), real (CCR) y efectiva (CCE).

La capacidad de carga turística del Parque fue determinada para cinco senderos: Bosque Nublado, La Esperanza, La Cascada, Principal y Granadillas. La Esperanza presentó la mayor capacidad de carga física y Las Granadillas la menor. Para obtener la carga real se sometió la CCF a una serie de factores de corrección (accesibilidad, erodabilidad, precipitación, cierres temporales y sociales). Bosque Nublado presentó menor capacidad de carga real por factores sociales, acceso y erodabilidad. El menor dañado por estas variables fue en el sendero Principal, por eso posee la mayor CCR. Para determinar la CCE se calculó la capacidad de manejo basado en infraestructura, equipamiento y personal.

La capacidad de manejo resultó ser de 70%. Finalmente, se determinó la CCE en más de 139 mil visitantes al año, la cual es superior (94%) a la cifra promedio (8 458 visitantes al año) que actualmente recibe el Parque Nacional La Tigra.

Palabras clave: Áreas silvestres protegidas; carga turística; Parque nacional La Tigra; Honduras.

SUMMARY

Determination of the touristic carrying capacity of La Tigra National Park, Tegucigalpa, Honduras. This study was carried out in La Tigra National Park. The methodology was based on the "determination of the tourist carrying capacity in protected areas", considered on three levels: physical carrying capacity (PCC), Real carrying capacity (RCC), and effective carrying capacity (ECC). The tourist carrying capacity of the National Park was determined for five trails. The trail La Esperanza, had the highest PCC and the trail The Granadillas had the lowest PCC. To obtain the real carrying capacity it was necessary to submit the physical carrying capacity to several correction factors such as access, erosion, precipitation, temporary closing, and social factors). The trail Bosque Nublado presented the lower RCC, being mainly affected by social factors, access and erosion, in the other hand the main trail had the highest RCC. To determine ECC the management capacity was calculate, based on infrastructure, equipment and personel. The management capacity it was 70,29%. Finally, the effective carrying capacity was determined to be more than 139 thousand visitors per year, which is above (94%) the mean (8,458 visitors per year) presently received at the National Park La Tigra.

Keywords: Protected wild areas; tourist carrying; National Park La Tigra; Honduras.

...el pulmón de Tegucigalpa y su principal productor de agua potable.

Elda Maldonado
Florenia Montagnini

Desde 1952 el Parque Nacional La Tigra ha sido protegido para fines de producción hídrica. La administración y manejo del Parque es responsabilidad de la Fundación Amigos de La Tigra (AMITIGRA), bajo la normativa de la Administración Forestal del Estado (AFE-COHDEFOR).

El desarrollo del turismo basado en la naturaleza es apenas incipiente en casi todas las áreas protegidas del país. Sin embargo, el Parque Nacional La Tigra es una de las zonas que desde hace varios años está recibiendo constantes visitas. De ahí la necesidad de realizar un estudio que muestre su capacidad de carga turística (sin arriesgar su mantenimiento y conservación).

Según Cifuentes (1992) el auge del ecoturismo hacia los países en desarrollo, poseedores de la mayor biodiversidad del planeta, pone de manifiesto la necesidad de fijar límites y establecer lineamientos más claros para ordenar y manejar la visita en las áreas protegidas, principal atractivo para los ecoturistas.

Los objetivos planteados para esta investigación fueron: 1) determinar la capacidad de carga turística del Parque Nacional La Tigra; 2) establecer los factores de corrección que afectan la capacidad de carga turística en los senderos; y 3) recomendar las acciones fundamentales para el manejo y conservación del área.

Materiales y métodos

Determinación de la capacidad de carga turística

Se utilizó la metodología "determinación de capacidad de carga turística en áreas protegidas" desarrollada por Cifuentes (1992) que integra como variables indicadoras: capacidad de carga física (CCF), capacidad de carga real (CCR) y capacidad de carga efectiva (CCE).

Adicionalmente, se aplicó una encuesta a los visitantes para obtener información general de usuarios y opiniones acerca de las características, infraestructura y servicios proporcionados por el Parque.

Los cálculos se basaron en los siguientes criterios:

El Paque Nacional La Tigra se ubica hacia el centro de Honduras, en el departamento de Francisco Morazán, en las coordenadas 14° 7' y los 14° 19' de latitud Norte y entre los 87° 3' y los 87° 7' de longitud Oeste. Abarca una extensión total de 23 876 ha, de las cuales 7 571 corresponden a la zona núcleo y 16 255 ha a la zona de amortiguamiento, con una elevación máxima de 2 290 y mínima de 1 200 msnm.

- Flujo de visitantes en un solo sentido en todos los senderos.
- Una persona requiere normalmente 1 m² de espacio para moverse libremente.
- Horario de visita: 8:00 a.m. a 5:00 p.m. es decir 9 horas por día.
- Longitud total para cada sendero.
- Tiempo necesario por visita en cada sendero.

Capacidad de carga física (CCF)

Es el límite máximo de visitas a un sitio con espacio definido, en un tiempo determinado. Está dado por la relación entre los factores de visita, espacio disponible y necesidad de espacio por visitante. Para su cálculo se utilizó la siguiente fórmula:

$$CCF = S/sp * N$$

donde:

- S = superficie disponible en metros lineales
- sp = superficie usada por persona: 1 m de sendero/visitante
- NV/día = Número de veces que el sitio puede ser visitado por el mismo grupo en un día.

$$NV = Hv / Tv$$

donde:

- Hv = Horario de visita
- Tv = Tiempo necesario para visitar cada sendero

Capacidad de carga real (CCR)

Es el límite máximo de visitas determinado a partir de la CCF de un sitio, luego de someterlo a los factores de corrección definidos en función de las características particulares del lugar (Cuadro 1).

Variables físicas

a. Accesibilidad: mide el grado de dificultad que podrían tener los visitantes para desplazarse por los senderos debido a la pendiente (Cuadro 2).

b. Erodabilidad: debido a que el suelo de los senderos Las Granadillas y

Cuadro 1. Variables utilizadas en la determinación de la capacidad de carga turística

VARIABLES	FACTORES DE CORRECCIÓN
Físicas	Accesibilidad Erodabilidad Superficie disponible
Ambientales	Precipitación
Sociales	Espacio ocupado por persona Distancia entre grupos
Manejo	Tamaño de los grupos Horario de visita Tiempo necesario por visita

Cuadro 2. Categorías de accesibilidad y pendiente.

PENDIENTE	GRADO DE DIFICULTAD
< 10%	Ninguna
11% - 20%	Media
> 20%	Alta

Principal se encuentra relativamente bien consolidado y con pendientes moderadas, se consideraron como limitantes sólo aquellos tramos con evidencias de erosión y se usó un factor de ponderación de 1,5 para el nivel alto de erodabilidad y de 1 para el nivel medio de erodabilidad. Para los otros senderos, dado que presentan suelos arcillosos, se consideró únicamente la pendiente y se establecieron tres rangos a los cuales se les atribuyó un grado de erodabilidad (Cuadro 3).

Cuadro 3. Categorías de pendiente y erodabilidad

PENDIENTE	GRADO DE ERODABILIDAD
< 10%	Bajo
11% - 20%	Medio
> 20%	Alto

c. Superficie disponible: se definió utilizando la longitud y ancho de los senderos.

¹ Susceptibilidad del suelo a la erosión, sea hídrica o eólica.

Variable ambiental

a. Precipitación: Se consideraron los meses de mayor precipitación. Se determinaron las horas de lluvia limitantes por día y luego se calculó este factor:

$$FC_{pre} = 1 - \frac{hl}{ht}$$

donde:

hl = horas de lluvia limitantes por año
ht = horas al año que el Parque está abierto

Variables sociales

a. Espacio ocupado por persona: una persona requiere normalmente 1m² de espacio para moverse libremente.

b. Distancia entre grupos: la distancia mínima recomendada por Cifuentes (1992) es de 50 metros entre grupos.

Variables de manejo

Tamaño de los grupos: el número de personas por grupo (15 personas) se estableció tomando en cuenta las características físicas del recorrido de cada sendero. El número de grupos (NG) que puede estar simultáneamente en cada sendero se calcula así:

$$NG = \frac{\text{Largo total del sendero}}{\text{Distancia requerida por cada sendero}}$$

Además, fue necesario identificar previamente cuántas personas pueden estar de forma simultánea dentro de cada sendero (P).

$$P = NG * \text{No. de personas/grupo}$$

Horario de visitas: actualmente, el Paque Nacional está abierto nueve horas diarias (8:00 – 17:00 h).

Tiempo necesario por visita: depende del recorrido que se realice y de factores como longitud del recorrido, rasgos a observar y condiciones físicas del sendero.

Las variables de corrección se expresan en términos de porcentajes y para calcularlas se utilizó la fórmula siguiente:

$$FC_x = 1 - \frac{Mlx}{Mtx}$$

donde:

FC = factor de corrección para la variable x

MI = magnitud limitante de la variable x

Mt = magnitud total de la variable x

La magnitud limitante se refiere a la porción del sendero que no puede ser ocupada ya que debe mantenerse -al menos- 50 metros de distancia entre grupos. Considerando que cada persona ocupa un metro del sendero, la magnitud limitante (ml) es igual a:

$$ml(\text{sendero}) = mt - p$$

Una vez calculados todos los factores de corrección, la CCR puede expresarse así:

$$CCR = CCF (FC1 * FC2 * FCn)$$

Capacidad de carga efectiva o permisible (CCE)

Es el límite máximo de visitas que se puede permitir, dada la capacidad para ordenarlas y manejarlas. La CCE se obtiene comparando la CCR con la capacidad de manejo de la administración del área protegida. La fórmula general de cálculo es la siguiente:

$$CCE = CCR * CM$$

donde:

CM = porcentaje de la capacidad de manejo óptima.

Capacidad de manejo

La capacidad de manejo óptima es definida como el mejor estado o condiciones en que la administración del área protegida debe desarrollar sus actividades y alcanzar sus objetivos (Cifuentes *et al.* 1999). Se utilizaron variables de infraestructura, equipamiento y personal, todas ellas medibles y relacionados directamente con el manejo de la visita. La capacidad de manejo para dicho parque se obtuvo a partir del promedio de las tres variables.

$$CM = \frac{Infr + Eq + Pers}{3} * 100$$

Las variables de infraestructura y equipamiento fueron valoradas de acuerdo a cuatro criterios básicos: cantidad, estado, localización, y funcionalidad. Estos criterios fueron evaluados y calificados con base en la siguiente escala:

Cuadro 4. Escala de valoración y calificación de los criterios para determinar la CM

%	Valor	Calificación
< 35	1	Insatisfactorio
36 – 50	2	Poco satisfactorio
51 – 75	3	Medianamente satisfactorio
76 – 89	4	Satisfactorio
>90	5	Muy satisfactorio



Los senderos son unos de los espacios más concurridos por los turistas en el Parque Nacional la Tigra.

Para la variable personal se consideraron criterios como grado de educación, experiencia de trabajo en el área, índice de satisfacción en el trabajo, comportamiento en actividades personales, valoración del trabajo que realiza, disponibilidad para trabajar, capacitaciones recibidas por año, duración de las actividades de capacitación, y cantidad del personal actual. Para obtener estos datos se aplicó una encuesta a todo el personal que labora en el Parque Nacional La Tigra.

Resultados

Capacidad de carga turística

Capacidad de carga física (CCF)

El sendero La Esperanza cuenta con el mayor CCF por su acceso relativamente fácil y por contar con una distancia de 2 125 metros. El sendero Las Granadillas tiene mayor facilidad de acceso pero menor longitud, por eso presenta la menor CCF (Cuadro 5).

Capacidad de carga real (CCR)

La capacidad de carga real menor fue para Bosque Nublado; se observa que los factores limitantes son los referidos al campo social, erodabilidad y accesibilidad. Por el contrario, el sendero Principal cuenta con mayor CCR, ya que es el menos afectado por la accesibilidad y erodabilidad (Cuadro 6).

Capacidad de carga efectiva (CCE)

Se obtuvo que la capacidad de manejo del Parque Nacional es de 70,29% (Cuadro 7).

Posteriormente, se calculó la CCE.

Cuadro 7. Capacidad de manejo para el Parque Nacional La Tigra.

Componentes	Porcentajes
Infraestructura	71,50
Equipamiento	79,63
Personal	59,75
General	70,29

La CCE del Parque fue de 381 visitantes al día; es decir, 139 065 visitantes al año (Cuadro 8).

Análisis de la visitación del Parque Nacional La Tigra

Comparación de la visita actual con la capacidad de carga efectiva

Según registros de los últimos cinco años se dispone de un promedio de 8 458 visitantes al año; cantidad míni-

ma (6%) si se compara con la CCE obtenida.

Caracterización del visitante

Según el análisis de las encuestas aplicadas, casi la mitad de los entrevistados (54,60%) fueron nacionales, el resto (45,40%) extranjeros, de éstos un 20,24% norteamericanos residentes. Hubo porcentajes menores para europeos (15,33), asiáticos (4,91), centroamericanos (3,06) y suramericanos (1,83) (Figura 1).

Consideraciones sobre los visitantes

Los cuestionarios aplicados a los visitantes mostraron que dentro de las actividades más frecuentes de los nacionales destacan: observación de plantas y paisajes, y caminatas libres. Los extranjeros se inclinaron princi-

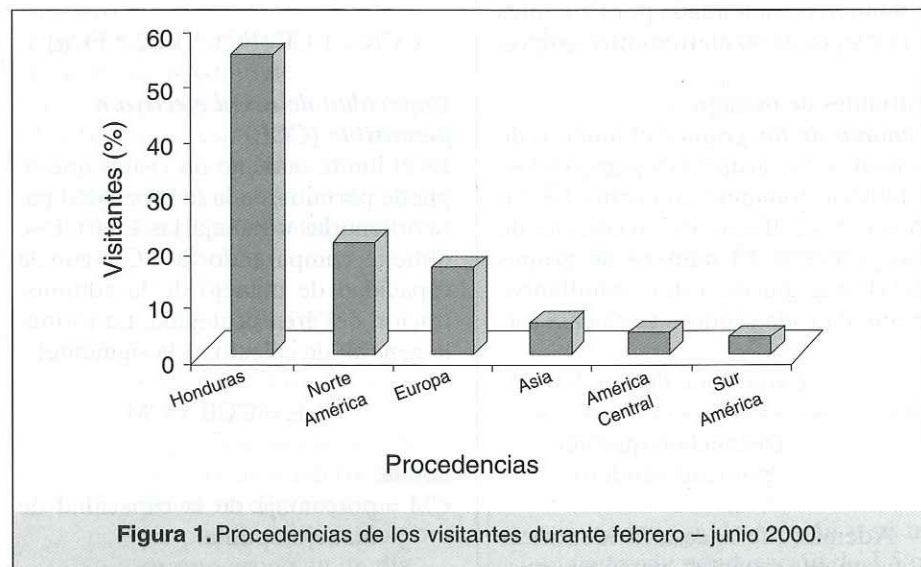


Figura 1. Procedencias de los visitantes durante febrero – junio 2000.

Cuadro 5. Capacidad de carga física de los sitios de uso público (senderos) del Parque Nacional La Tigra.

Senderos	Longitud (metros)	Horas de visita (horas)	Tiempo/visita (horas)	Períodos de visita por día	CCF (visitas/día)
Las Granadillas	683	9	0,83	10,84	7404
Bosque Nublado	1541	9	1,5	6,00	9246
La Esperanza	2125	9	1,75	5,14	10923
La Cascada	4720	9	4,5	2,00	9440
Principal	3285	9	3,5	2,57	8442

Cuadro 6. Capacidad de carga real y factores de corrección de los sitios de uso público (senderos) del Parque Nacional La Tigra..

Senderos	CCF visitas/día	FCacc	FCero	FCsoc	FCpre	FCtem	CCR (visitas/día)
Las Granadillas	7404	0,52	0,93	0,23	0,63	0,86	446
Bosque Nublado	9246	0,33	0,33	0,23	0,63	0,86	125
La Esperanza	10923	0,51	0,51	0,23	0,63	0,86	354
La Cascada	9440	0,59	0,59	0,23	0,63	0,86	409
Principal	8442	0,65	0,77	0,23	0,63	0,86	527

CCF: Capacidad de carga física.
FCacc: Factor de corrección por accesibilidad.
FCero: Factor de corrección por erodabilidad.
FCsoc: Factor de corrección social.
FCpre: Factor de corrección por precipitación.
FCtem: Factor de corrección por cierres temporales.
CCR: Capacidad de carga real.

palmente por caminatas libres y toma de fotografías.

La mayoría de los visitantes realizaron caminatas libres por los senderos Bosque Nublado y La Esperanza (Figura 2).

Discusión

La capacidad máxima de visitas es específica para cada uno de los senderos considerados en este estudio. El sendero Bosque Nublado resultó tener la menor capacidad de carga turística y fue el más visitado. En contraste, el sendero Principal fue el menos visitado a pesar de contar con la mayor capacidad de carga turística, debido a que antiguamente sirvió como carretera en tiempos de la explotación minera (Figura 3).

Cuadro 8. Capacidad de carga efectiva para cada uno de los senderos.

Senderos	CCR) (visitas/día)	CM (%)	Periodos de visitas/día	CCE visitantes/día	CCE visitantes/año
Las Granadillas	446	70,29	10,84	29	10 585
Bosque Nublado	125	70,29	6,00	15	5 475
La Esperanza	354	70,29	5,14	48	17 520
La Cascada	409	70,29	2,00	144	52 560
Principal	527	70,29	2,57	145	52 925
Total				381	139 065

CCR: Capacidad de carga real.
CM: Capacidad media

CM: Capacidad de carga efectiva.

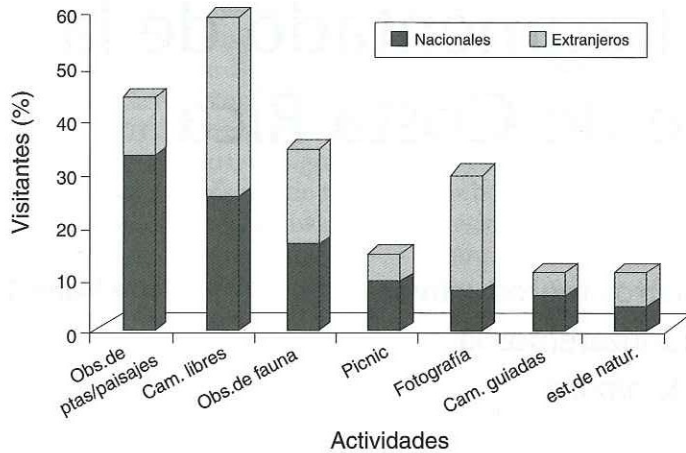


Figura 2. Actividades realizadas por los turistas durante la visita al Parque Nacional La Tigra

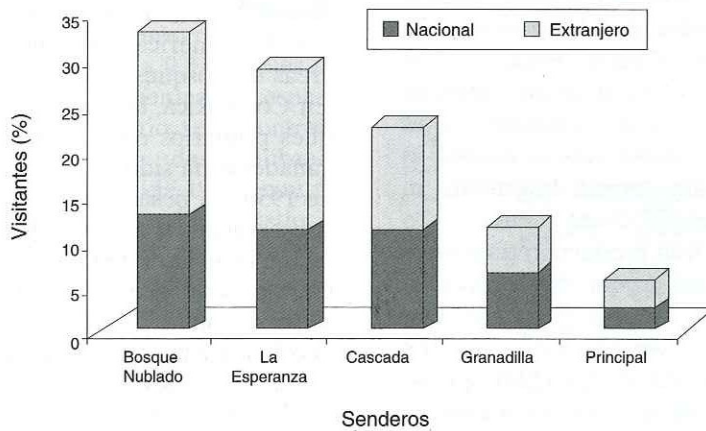


Figura 3. Sitios de uso público del Parque Nacional La Tigra

La capacidad de manejo es un factor fundamental en la determinación de la CCE y constituye un indicador que permite evaluar las condiciones de la infraestructura y equipo del área protegida. Comparando la visita de los últimos tres años con los límites establecidos en la CCE, se tiene que

dicho parque apenas recibe un 6% de su capacidad.

La protección del área siempre ha estado dirigida al mantenimiento de la producción hídrica, sin embargo, ello no debe ser un obstáculo para aumentar la visita turística. Además, no existen interferencias de los sitios de

uso público con las presas de captación de agua, por lo tanto ambas pueden aprovecharse, el ecoturismo y el agua.

Conclusiones

La capacidad de carga efectiva del parque es de 139 065 visitantes por año, que es superior en un 94% a la que actualmente recibe. Este hecho indica que es factible incrementar los niveles de visita, lo que implica un aumento en la capacidad de manejo.

El factor de corrección que más afecta a todos los senderos considerados en la presente investigación fue el relacionado con lo social (espacio ocupado por persona y distancia entre grupos). Además, para los senderos Bosque Nublado, La Esperanza y La Cascada, otros factores que influyeron considerablemente en la reducción de la capacidad de carga turística fueron la accesibilidad y erodabilidad.

La capacidad de manejo del Parque Nacional La Tigra es de 70,29% del óptimo, es decir, que se dispone de los elementos mínimos necesarios para su manejo y administración.

La capacidad de carga turística es una herramienta de planificación que permite diseñar un programa de monitoreo de los sitios de uso público, evaluar futuros impactos negativos provocados por la visitación y también sirve para ajustar las decisiones de manejo en las áreas protegidas.

Elda Maldonado
Máster en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad con énfasis en Conservación de Biodiversidad
Tel: (504) 898 26 59
elda30@hotmail.com

Florencia Montagnini
florence.montagni@yale.edu

Literatura citada

Cifuentes, M. 1992. Determinación de capacidad de carga turística en áreas protegidas. Turrialba, Costa Rica, CATIE, 27 p. (Serie Técnica. Informe Técnica no. 194).

Producción de frutos de *Virola koschnyi* Warb. y *Simarouba amara* Aubl., en un paisaje fragmentado de la zona Norte de Costa Rica

John Mario Rodríguez

Mientras se mantengan árboles de diámetros reproductivos a distancias menores de 300 metros garantizaremos la producción de frutos para *V. koschnyi* y *S. amara*.

RESUMEN

Se evaluó la producción de frutos de dos especies dioicas, *Virola koschnyi* y *Simarouba amara*. La investigación se realizó al noreste de Costa Rica en bosques tropicales de bajura bajo manejo sostenible y en bosques fragmentados. Para valorar la producción se utilizaron trampas colocadas bajo la copa de los árboles hembra. Se predijo que había diferencias en la producción de frutos de ambas especies al comparar árboles en fragmentos con aquellos de bosque continuo. No se encontró indicios de que la producción de frutos disminuyera en bosques fragmentados para ambas especies si se compara con los árboles de bosque continuo.

Palabras clave: *Virola koschnyi*; *Simarouba amara*; bosque tropical; bosque fragmentado; fruto; dioicismo; Costa Rica.

SUMMARY

Fruit production of two dioecious tree species, *Virola koschnyi* and *Simarouba amara*, in a landscape fragments in north of Costa Rica. The production of fruits of two dioecias species, *Virola koschnyi* and *Simarouba amara* was evaluated in tropical rain forests fragments in northeastern Costa Rica. To determine fruit production traps were used placed under the crown of female tree. It was predicted that differences would exist in the production of fruits from both species when comparing trees in fragments with continuous forest. However, no evidence was found that the production of fruits diminished in fragments forests, comparatively with continuous forest for both species.

Keywords: *Virola koschnyi*; *Simarouba amara*; tropical forest; fragments forest; dioecious; Costa Rica.

Debido al desarrollo agrícola, el proceso de deforestación se ha llevado a cabo de forma muy acelerada en el sureste asiático y en sur de América, especialmente en áreas de bosques tropicales lluviosos. En Costa Rica, la conversión de bosques primarios en tierras agrícolas o ganaderas ha sido una constante desde 1950 y, a pesar de los esfuerzos de conservación, la tasa anual de deforestación llegó a ser de un 3,6%. Este hecho ocasionó que, entre 1950 y 1990, se perdieran las dos terceras partes de la cobertura boscosa del país (Sánchez y Azofeifa 1996).

El estudio de Guindon (1996), sobre fragmentación en el norte de Costa Rica, muestra la magnitud de la deforestación en el área que rodea la reserva de Monteverde, ubicada al noroeste del territorio costarricense; en esta zona existen fragmentos entre 0,30 y 7,92 ha (totalizando 72,56 ha) para un área total de 28 mil hectáreas (Sánchez- Azofeifa 1996) y esta fragmentación puede afectar la reproducción de las plantas en diferentes formas. Por un lado, se

presentan cambios en las comunidades de animales (Ambrecht y Ulloa-Chacon 1999, Dooley y Bowers 1998) incluidos los que están implicados en la polinización (Becker *et al.* 1991). Uno de los efectos que pueden sufrir los polinizadores es la extinción local (Allen- Wardell *et al.* 1998), por la fragmentación física, y en algunos casos por la llamada fragmentación química.

Adicionalmente en bosques tropicales la mayoría de especies de árboles están a muy bajas densidades, se encuentran densidades de ≤ 1 individuos ha^{-1} (Hubbell y Foster 1983 en Clark y Clark 1987). En comparación con los bosques templados, una gran proporción de estos árboles son de fecundación cruzada obligada (Bawa y O'Malley 1987) y su éxito reproductivo está ligado a su amplia dependencia de la polinización animal.

Ante las bajas densidades de árboles reproductivamente maduros y su dependencia de polinizadores las poblaciones están propensas a perder variabilidad genética por una reducción del número de individuos reproductivos y a disminuir su producción de semilla por cada individuo (Mack 1997), ya que los potenciales donantes de polen más cercanos han podido ser extraídos de las zonas. Las bajas densidades de individuos reproductivos, que pueden llegar a 0,33 árboles ha^{-1} , también son frecuentes en especies dioicas. En este sitio se encontraron razones de sexo desequilibradas (Thomas y LaFrankie 1993), con más machos que hembras, lo que reduce el tamaño efectivo de población, haciéndolas particularmente sensibles a la fragmentación del hábitat.

También se evaluó el efecto de la fragmentación en la producción de frutos de las especies dioicas de interés forestal, *V. koschnyi* y *S. amara*, y se calculó el efecto de la distancia del coespecífico macho más cercano a la hembra sobre la producción de frutos en cada tipo de bosque (continuo y fragmentado).

Metodología

El proyecto se realizó en el noreste de Costa Rica, Cantón de Sarapiquí, en tres fragmentos de bosque primario intervenido, manejados por la Funda-

ción para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR), bajo criterios de sostenibilidad. Los muestreos se realizaron en dos fragmentos tanto para *S. amara* como para *V. koschnyi* (Figura 1 y Cuadro 1).

Como bosque continuo se utilizó el ubicado en la Estación Biológica La Selva. La Estación está localizada en la confluencia de los ríos Sarapiquí y Puerto Viejo en el Cantón de Sarapiquí, provincia de Heredia. La reserva tiene 1536 ha. La precipitación media anual es de 3 962 mm; la máxima precipitación mensual ocurre en junio (500 mm) y la mínima en marzo (147 mm). La temperatura media anual es de 24°C y la zona se clasifica como bosque húmedo tropical (Sanford *et al.* 1994).

Para la selección de árboles en bosque continuo se utilizaron los inventarios (102 árboles de *Simarouba amara*) proporcionados por los investigadores David y Deborah Clark. Se decidió no utilizar todos los árboles listados pues solo el 29,4% de los árboles había sido sexado como hembra entre 1991 a 1997. De estos últimos el 63,3% (19 árboles) fue sexado como hembra en más de un año. Al azar se tomaron un total de 11 árboles. Sin embargo de estos últimos solo tres árboles estaban en floración. De manera que se eligieron, sobre el mapa de la Estación Biológica, tres sitios al azar para completar un total de 11 árboles > 20 cm de dap. Los árboles de

V. koschnyi se tomaron de tres sitios escogidos al azar sobre el mapa de la estación biológica; así fueron ubicados 10 individuos con un dap mayor que 50 cm.

La elección de árboles en los bosques fragmentados se efectuó seleccionando sitios al azar, siguiendo los carriles trazados durante el plan de manejo; de esta forma se encontraron 10 árboles con un dap > 19 cm, de *Simarouba amara* y 6 árboles de *Virola koschnyi* con un dap > 40 cm.

Para calcular el número de frutos se colectaron en ocho trampas (0,8 m x 0,9 m) de 0,72 m² y a 1,30 m del suelo para evitar pérdida de frutos por depredadores. El área total de trampas por árbol fue de 5,76 m².

Se estableció un círculo cuyo radio estuvo determinado por el borde de la copa y se hizo una división en cuatro cuadrantes (q). Las trampas fueron colocadas al azar en los cuatro cuadrantes imaginarios del círculo utilizando una tabla de número aleatorios y seleccionando la posición sobre una cuadrícula del cuadrante. Para esti-

Cuadro 1. Área de bosque en las fincas bajo estudio

Tipo de bosque	Nº finca ¹	Área bosque (ha)
Primario intervenido	7	117
Primario intervenido	10	344,2
Primario intervenido	14	137,3

Fuente: Planes de Manejo, FUNDECOR

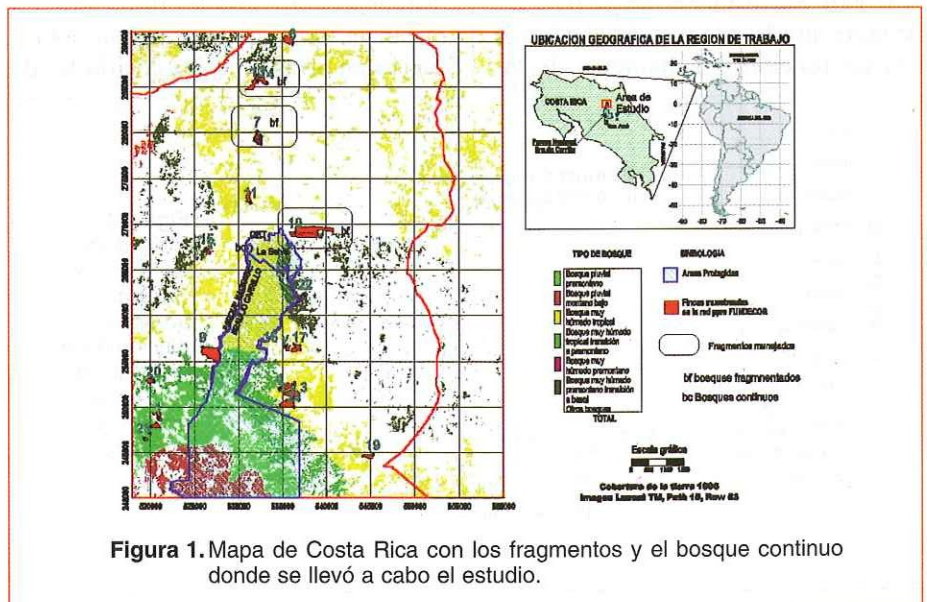


Figura 1. Mapa de Costa Rica con los fragmentos y el bosque continuo donde se llevó a cabo el estudio.

¹ La numeración corresponde a los fragmentos según se aprecia en la figura 1.

mar la producción de frutos se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{Número de frutos en un cuadrante (q)} = \left(\frac{\Pi d^2 \times \text{número de frutos}}{4 \text{ en trampas en cuadrante q}} \right)$$

Para el análisis de los datos se realizó la prueba de correlación de Pearson y análisis de covarianza, tomando como covariable el dap de los árboles hembra para comparar la producción de frutos en ambos tipos de bosque. Se generaron modelos de regresión con la variable más significativa, diámetro a la altura del pecho, para explicar la producción en ambos tipos de bosque.

Resultados y discusión

Se comprobó que no existe correlación significativa ($p < 0,272$ $n = 11$) entre la producción de frutos de *S. amara* y la distancia al coespecífico macho más cercano, para el caso de bosque continuo. Para los bosques fragmentados la correlación no fue estadísticamente significativa ($p < 0,723$ $n = 10$). Para todas las hembras siempre se encontraron machos en los fragmentos a distancias (≤ 172 m) menores de 300 m, por esto tenían asegurada una fuente de polen ubicada en el mismo fragmento (Figura 2). El modelo de regresión múltiple, considerando las variables distancia y diámetro para *S. amara*, mostró que el diámetro es una variable significativa $p < 0,0001$ y la distancia, no $p < 0,85$, indicando que la producción de frutos está en función del diámetro de las

hembras y no de las distancias entre coespecíficos.

Para *S. amara* existió una significativa correlación positiva en ambos tipos de bosque (Figura 3), entre diámetro y producción, ($p < 0,001$ bosque continuo, $p < 0,005$ bosque fragmentado). El análisis de covarianza demostró que no hay diferencias significativas en la producción de frutos entre ambos tipos de bosque, $p < 0,777$ (Figura 3).

Para *V. koschnyi* resultó que en bosques fragmentados no existe correlación ($p < 0,129$ $n = 6$) entre la producción de frutos y la distancia al coespecífico macho más cercano. La correlación no fue significativa ($p < 0,416$ $n = 10$) en bosque continuo. No se encontró ninguna correlación ($p < 0,68$) entre el diámetro de la hembra y la producción de frutos en árboles ubicados en bosque fragmentado (Figura 4). La distancia promedio (Figura 5) entre hembras y machos fue mayor en fragmentos (≤ 117) que en bosque continuo (≤ 105). Contrariamente en bosque continuo hubo una correlación positiva altamente significativa ($p < 0,005$) entre el diámetro de la hembra y la producción de frutos (Figura 4).

Estos resultados se ajustan a la evidencia indirecta, proveniente de las altas tasas de cruzamiento en especies de árboles de bajas densidades (e.g. *Bertholettia excelsa*), que los polinizadores pueden dispersar a grandes distancias entre árboles florecidos. La distancia tampoco restringe la polinización en otras especies de árboles de

bosques tropicales (Hamrick y Muranski 1990 citado por Nason y Hamrick 1997) polinizadas por pequeñas abejas y las que pueden desplazarse a extensiones mayores de 300 ó 350 m.

El hecho que la distancia no esté correlacionada con la producción y no contribuya a explicarla coincide con lo sugerido por O'Malley y Bawa. (1987) en el sentido que la dispersión de polen en una especie de árbol, (*Pithecellobium pedicellare*) con densidades de 2 individuos maduros por hectárea, no está restringida a la distancia entre árboles. También cabe anotar que *V. koschnyi* tiene densidades muy bajas² (0,11 ind. ha⁻¹) en otros bosques fragmentados y aprovechados de la zona norte donde, además, no se encontraron muestras de declinaciones de polinizadores ni de recursos florales (Rincón *et al.* 1999). Lo anterior hace suponer que las especies pueden recibir polen de polinizadores presentes en estos fragmentos aún a bajas densidades. La persistencia de polinizadores en fragmentos de bosque aprovechados no es extraña y concuerda con lo hallado por Becker *et al.* (1991) en bosques fragmentados del Amazonas. De la misma forma, en bosques aprovechados y fragmentados de África Central no se han encontrado pruebas de cambios en la composición en especies de mariposas (Willot *et al.* 2000).

Como es obvio, la fertilización cruzada obligada crea una total dependencia de los polinizadores y de las distancias que pueden recorrer entre machos y hembras. En el caso de las especies estudiadas se encontró que la producción de frutos y su relación con la distancia al coespecífico del sexo opuesto más cercano no es significativa en los dos tipos de bosque analizados. Se ha demostrado que en bosque continuo hay una alta tasa de fertilización cruzada incluso a bajas densidades, indicando que el movimiento de polen puede hacerse a grandes distancias. Las altas tasas de flujo de genes entre poblaciones (Nason y Hamrick *et al.* 1997), unida a la prevalencia de la fertilización cruzada en árboles tropicales (Bawa y O'Malley 1987, Bawa y Opler 1975) es un indicio que las especies rutinariamente pueden dispersar su polen a

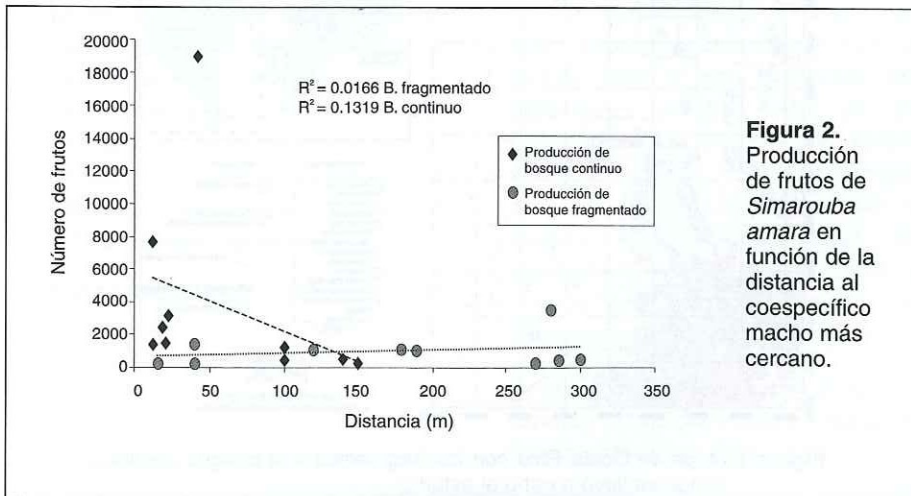


Figura 2. Producción de frutos de *Simarouba amara* en función de la distancia al coespecífico macho más cercano.

² Datos de la Unidad de Manejo de Bosques Naturales (UMBN), CATIE. Información sin publicar

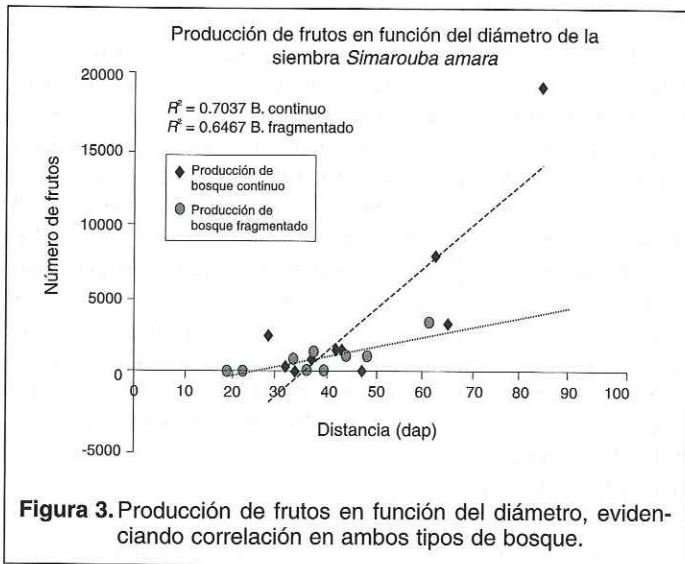


Figura 3. Producción de frutos en función del diámetro, evidenciando correlación en ambos tipos de bosque.

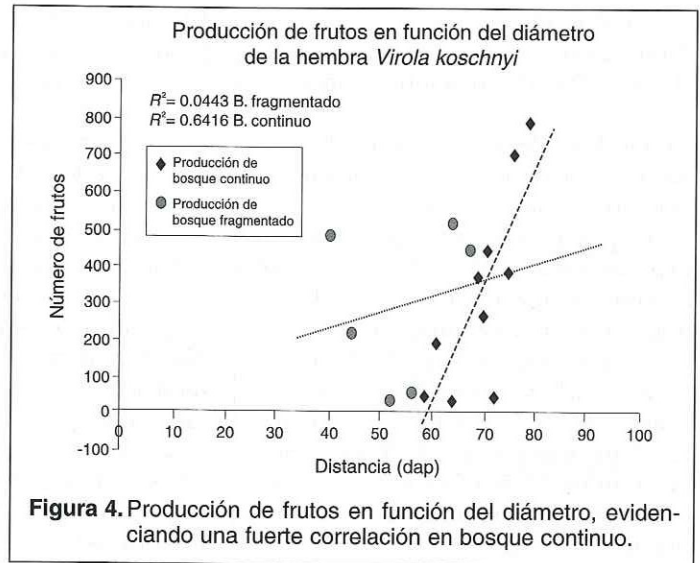


Figura 4. Producción de frutos en función del diámetro, evidenciando una fuerte correlación en bosque continuo.

grandes distancias, desde pocos metros hasta cientos, lo cual en ocasiones es comparable con las distancias que separan a los fragmentos de bosque entre sí o a los árboles dentro de fragmentos. El hecho de tener individuos portadores de semillas en bajas densidades es una condición presente en muchas especies dióicas (Janzen 1970); por tanto, los polinizadores pudieron evolucionar concomitantemente, en el sentido de adaptarse a las distancias que debían recorrer para encontrar flores pistiladas, que poseen órganos sexuales femeninos. Por esto, es probable que las distancias entre sexos no muestren efectos sobre la producción de frutos.

Tal como se presenta de forma frecuente en varias especies de árboles (Bullock y Bawa 1981), para la especie *S. amara* se comprobó la correlación positiva entre el diámetro y la producción de frutos. El diámetro está fuertemente correlacionado con la producción de frutos, tanto en bosque continuo ($p < 0,001$) como en bosque fragmentado ($p < 0,001$). Por lo anterior, es un buen método para estimar la producción de frutos (Chapman et al. 1992).

Al combinar la distancia al coespecífico de sexo opuesto con el diámetro, en un modelo de regresión múltiple, el efecto de tratamientos se redujo a niveles no significativos por la covariable diámetro en los dos tipos de bosque. Aquí se comprobó que no existe diferencia significativa en la producción de frutos entre los

dos tipos de bosque ($p < 0,86$). Es probable que la ubicación de los árboles de *Simarouba amara* en los fragmentos, específicamente en los bordes, hubiera favorecido a polinizadores provenientes de la matriz (Aizen y Feisinger 1994) o bien el flujo de polen que se hace entre individuos espaciados por apreciables distancias (Nason y Hamrick 1997). El modelo ($p < 0,006$) de regresión múltiple explicó hasta un 65% de la producción de frutos en función de la distancia y el diámetro, pero siempre manteniendo una mayor significancia para la variable diámetro.

Al comprobar que la covariable diámetro afecta significativamente la producción de frutos en los tipos de bosque, se obtuvieron los modelos de regresión (ajustados por la covariable diámetro $p < 0,0012$ y con $p < 0,01$ para el intercepto) para los efectos de

los tratamientos en bosque continuo. También se obtuvieron modelos ajustados por la covariable diámetro ($p < 0,005$ y con $p < 0,05$ para el intercepto) para los efectos de los tratamientos en bosque fragmentado.

Bosque continuo

$$P = a + b (\phi)$$

donde
 ϕ = diámetro
 P = producción de frutos
 Producción =
 $-93940 + 2685,26 * \text{diámetro hembra}$

El modelo de regresión explicó la producción de frutos en función del diámetro en un 67%.

Bosque fragmentado

$$P = a + b (\phi)$$

donde
 ϕ = diámetro

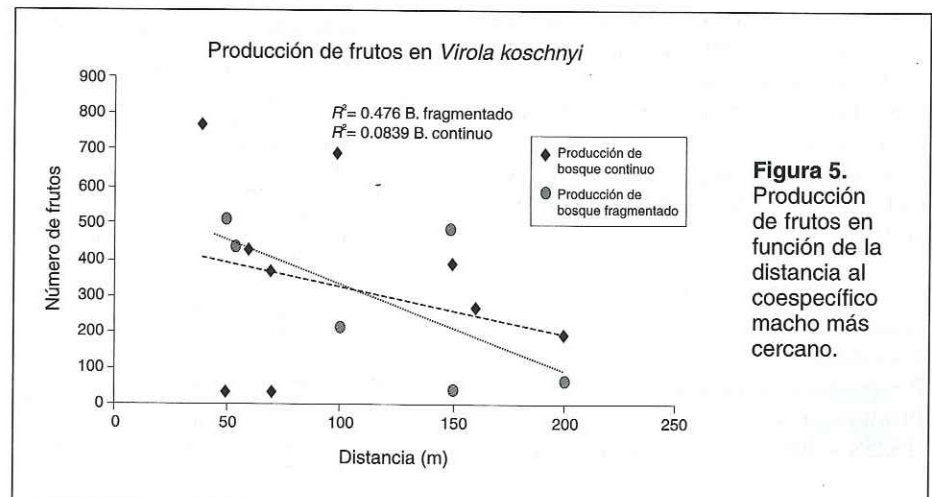


Figura 5. Producción de frutos en función de la distancia al coespecífico macho más cercano.

P = producción de frutos
 Producción =
 -13817 + 598,75 * diámetro hembra

El modelo de regresión explicó la producción de frutos en función del diámetro en un 60,25%.

La producción en bosque continuo tuvo un mínimo de 531 frutos y un máximo de 188 128 frutos. Los 11 árboles muestreados tuvieron una media de producción de $\leq 33\ 927$ frutos. Para los árboles ubicados en bosques fragmentados la producción semanal tuvo un mínimo de 322 frutos y un máximo de 32 589 frutos. La producción para los 10 árboles tuvo una media de ≤ 7978 frutos.

Para el caso de *V. koschnyi* no se encontró ninguna correlación, como en otras especies dioicas (Mack 1997), entre el diámetro de la hembra y la producción de frutos en árboles de bosques fragmentados. Contrariamente en bosque continuo existió una correlación positiva altamente significativa entre el diámetro de la hembra y la producción de frutos, pero la distancia al coespecífico de sexo opuesto no ejerció ninguna influencia en dicha producción. Se encontró que la producción de frutos de *V. koschnyi* no es estadísticamente diferente en bosques fragmentados y bosque continuo, $p < 0,208$.

Los árboles muestreados en bosque continuo presentaron una producción mínima de 260 frutos y un máximo de 7709 frutos. Para bosques fragmentados se presentó un mínimo de producción de frutos de 289 frutos y un máximo de 5015 frutos. La producción de frutos en bosque continuo fue de ≤ 3143 frutos y para bosques fragmentados ≤ 2814 frutos.

Para *V. koschnyi* solo se generó el modelo de regresión para bosque continuo, teniendo en cuenta que solo en este tipo de bosque se encontró correlación entre diámetro y producción de frutos:

$$P = a + b(\phi)$$

donde

ϕ = diámetro

P = producción de frutos

Producción =


-18258 + 306,81 * diámetro hembra

El modelo de regresión explicó la producción de frutos en función del diámetro en un 59,68%.

V. koschnyi es un árbol de dosel que se encuentra en el gremio de las especies tolerantes a la sombra y que en nuestro caso se encontró siempre en el interior del bosque, lo que hace suponer que si los polinizadores, en este caso particular hubieran sido afectados la producción de frutos debió disminuir. Aunque ésta fue una tendencia no se tuvieron pruebas estadísticas significativas. Por otro lado, al ser una especie con preferencia por sitios de buena cobertura boscosa, en el caso de fragmentos esto sería en el interior del bosque, donde los efectos de borde son atenuados por su distancia, donde los polinizadores pueden estar sufriendo menos efectos derivados del borde.

Literatura citada

- Aizen, MA; Feinsinger, P. 1994. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentina "chaco serrano". *Ecological Applications* 4(2): 378 - 392.
- Allen-Wardell. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* 12: 378 - 392.
- Armbrecht, I; Ulloa-Chacón, P. 1999. Rareza y diversidad de hormigas en fragmentos de bosque seco Colombianos y sus matrices. *Biotropica* 31(4): 646 - 653.
- Bawa, KS; O'Malley, DM. 1987. Estudios genéticos y de sistemas de cruzamiento en algunas especies arbóreas de bosques tropicales. *Revista de Biología Tropical* 35 (supl.1): 117 - 188.
- Bawa, KS; Opler, PA. 1975. Dioecism in tropical forest trees. *Evolution* 29: 167-179.
- Becker, P; Mouse, JS, Peralta, FJ. 1991. More about Euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 23(4b): 586 - 591.
- Bullock, SH; Bawa, KS. 1981. Sexual dimorphism and the annual flowering pattern in *Jacaratia dolichaula* (D. Smith) woodson (Caricaceae) in Costa Rican rain forest. *Ecology* 62(6): 1494-1504.
- Chapman, CA; Chapman, LJ; Wingham, R; Hunt, K; Gebro, D; Gardner, L. 1992. Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica* 24(4): 527 - 531.
- Clark, DA; Clark, DB. 1987. Análisis de la regeneración de árboles de dosel en bosque muy húmedo tropical: aspectos teóricos y prácticos. *Revista de Biología Tropical* 35(Supl. 1): 41 - 54.
- Dooley, JL; Bowers, MA. 1998. Demographic responses to habitat fragmentation: experimental tests at the landscape and patch scale. *Ecology* 79(3): 969-980
- Guindon, FC. 1996. The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica. In *Forest patches in tropical landscapes*. Eds J. Schelhas; R. Greenberg. Washington, DC. Island Press. p. 168-186
- Janzen, DH. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. *American Naturalist* 104: 501 - 528.
- Mack, AL. 1997. Spatial distribution, fruit production and seed removal of a rare, dioecious canopy tree species (*Aglaia* aff. *Flavida* Merr. et Perr.) in Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology* 13: 305 - 316
- Nason, JD; Aldrich, PR.; Hamrick, JL. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. In *Tropical Forest Remnants*. Eds. WF. Laurance; Bierregaard. Chicago University Chicago Press. p. 304 - 320
- Nason, J; Hamrick, JL. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of neotropical canopy trees. *Journal of Heredity* 88: 264 - 276
- O'Malley D.M., Bawa, K.S. 1987. Mating system of a tropical rain forest tree species. *American Journal of Botany* 74(8): 1143 - 1149.
- Rincón, M; Roubik, DW; Finegan, B, Delgado, D; Zamora, N. 1999. Understorey bees and floral resources in logged and silvicultural treated Costa Rican rainforest plots. *Journal of Kansas Entomological Society* 72: 379 - 393.
- Sánchez-Azofeifa, GA. 1996. Assessing land use/cover change in Costa Rica. Tesis de Doctorado. San José, Universidad de Costa Rica, 181 p.
- Sanford, RL; Paaby, P; Luvall, C; Phillips, E.1994. Climate, Geomorphology, and Aquatic system. In *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. Eds LA, McDade; KS, Bawa; HA, Hespenehede; GS, Hartshorn. Chicago, The University Chicago Press. p. 19 - 33
- Thomas, SC; LaFrankie, J.V. 1993. Sex, size, and inter-ayer variation in flowering among dioecious trees of the Malayan rain forest. *Ecology* 74(5): 1529-1537
- Willot, SJ; Lim, DC; Compton, SG; Sutton, SL. 2000. Effects of selective logging on the butterflies of a bornean rainforest. *Conservation Biology* 14(4): 1055 - 1065

Los efectos de la fragmentación en bosques, adicionalmente aprovechados de manera sostenible, sobre la producción de frutos en estas dos especies no son claros. Es obvio que mientras se mantengan árboles de diámetros reproductivos a distancias menores de 300 m se está garantizando la producción de frutos de manera comparable a la que sucede en bosques continuos, lo que supone que los polinizadores no están encontrando barreras para la dispersión de polen en estos bosques fragmentados, en particular. 

John Mario Rodríguez Pineda
 Master en Manejo y Conservación de
 Bosques Tropicales y Biodiversidad
 Profesor Investigador, Universidad
 Tecnológica de Pereira, Colombia
 Telefax: (5763) 215623 ó (5763) 212443
 engide@utp.edu.co

Beneficios sociales y económicos del bosque en la reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala

RESUMEN

En la Concesión Forestal de Carmelita y en La Cooperativa La Técnica los recursos del bosque contribuye significativamente a la economía familiar. Sin embargo, los resultados del presente estudio mostraron que Carmelita realiza un aprovechamiento más diversificado que la Cooperativa. No obstante, durante el 2000 La Técnica demostró mayor eficiencia al comercializar *Swietenia macrophylla* y *Cedrela odorata* (caoba y cedro especies primarias) como madera aserrada. Por su parte, los mecanismos de captura de beneficios del bosque en Carmelita son: la comercialización de productos forestales no maderables, principalmente xate (*Chamaedorea* spp.), chicle (*Manilkara achras*) y pimienta (*Pimenta dioica* L.); también la mano de obra por el manejo forestal sostenible (MFS) y el aprovechamiento de productos para autoconsumo familiar. En la Cooperativa los mecanismos de captura principales son la comercialización de madera y los incentivos forestales otorgados por el Instituto Nacional de Bosques de Guatemala (INAB).

En las dos comunidades se obtuvieron indicadores financieros positivos para el aprovechamiento de productos maderables.

Palabras clave: Concesiones forestales; manejo forestal; aprovechamiento forestal; productos forestales no maderables; incentivos forestales; sostenibilidad; Reserva de la Biosfera Maya; Guatemala.

SUMMARY

Social and economical benefits from the Mayan Biosphere Reserve, Petén, Guatemala: Carmelita's and Técnica Agropecuaria cases. In Carmelita (a forest concession) and La Técnica (a private Cooperative) Sustainable Forest Management (SFM), significantly contributes to family economy. However, results indicated that Carmelita conducts a more diversified forest management than La Técnica. At present La Técnica showed higher efficiency by marketing "primary species" (cedar and mahogany) as sawn timber. The benefits from SFM in Carmelita are significantly related to marketing of non timber forest products; such as xate palm (*Chamaedorea* spp.), chewing gum (*Manilkara sapota*) and all spice (*Pimenta dioica*). Employment generation and harvesting of goods for shelter and food security, are also important. In La Técnica, on the other hand, the most important benefits come from timber production and forest incentives from the National Forest Institute of Guatemala. Timber production in both communities had positive financial indicators.

Key words: Concessions forest; management forest; forest advantage; non timber products; forest incentives; sustainability; Mayan Biosphere Reserve; Guatemala.

¿Cuál es el papel que debería tener el manejo forestal comunitario en el desarrollo social y económico de las comunidades forestales de la Biosfera Maya?

Ana del Carmen Mollinedo
José Joaquín Campos
Markku Kanninen
Manuel Gómez

La investigación se realizó en la Concesión Forestal de Carmelita (53 797 ha) y en la Cooperativa la Técnica Agropecuaria (4 590 ha), ambas situadas en la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Maya (RBM) de Petén, Guatemala.

Actualmente existen pocos datos acerca de los aportes sociales y económicos del manejo y aprovechamiento de los recursos naturales; ante tal escenario, la presente investigación busca generar mayores insumos para identificar las fortalezas y debilidades del manejo forestal. Para cumplir este objetivo se caracterizaron los bienes y servicios actuales y potenciales que son fuente de ingresos para las familias de dos comunidades: Carmelita y La Técnica, ambas situadas en la Reserva de la Biosfera Maya, al norte del departamento de Petén en Guatemala.

La Concesión Forestal de Carmelita comenzó su proceso de manejo forestal sostenible en 1997, bajo la asesoría técnica de Conservation International, a través del Proyecto Pro-Petén. La Técnica, por su parte, empezó un año antes y fue asesorada por el Instituto Rodale mediante el Proyecto Centro Maya y contó con el apoyo del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación de Guatemala (MAGA).

Materiales y métodos

Las unidades estudiadas presentaron diferencias particulares entre sí:

	Carmelita	La Técnica
Número de familias	70	43
Tenencia de la tierra	Concesión (tierra estatal)	Área privada
Extensión territorial	53 797 ha	4 590 ha
Ubicación respecto a la RBM:	zona de usos múltiples	zona de amortiguamiento

Según el plan maestro de la Reserva de la Biosfera Maya los lineamientos y normativas para el manejo forestal son similares en las dos unidades. En ambas comunidades se realizó una encuesta por muestreo al azar. La intensidad de muestreo en cada comunidad fue superior al 50% de la población, 38 familias en Carmelita y 23 en La Técnica. La información se registró a partir de fuentes primarias (entrevistas) y secundarias (revisión bibliográfica). Las primeras permitieron recopilar información social y económica, las secundarias

fueron la base para recolectar datos biofísicos y financieros.

Los detalles de la metodología empleada se encuentran en Mollinedo (2000).

Resultados y discusión

Bienes y servicios del bosque

Los resultados principales mostraron que: 1) existen diferencias estadísticas y financieras significativas en relación con los bienes y servicios del bosque aprovechados en cada una de las unidades; 2) los mecanismos de captura de los beneficios y distribución de utilidades también difieren en cada comunidad; y 3) los aprovechamientos forestales son financieramente rentables en ambas comunidades.

Carmelita cuenta con 34 152 ha disponibles para actividades productivas dentro del área de concesión, como la madera, los productos no maderables -PNMB- y otros servicios. Además, la comunidad realiza un aprovechamiento más integrado de los recursos que la zona de La Técnica. Estas diferencias se deben a aspectos culturales de la comunidad, la extensión del área y a la diversidad de los recursos de su bosque.

El plan de manejo de la concesión está enfocado especialmente al aprovechamiento maderable en un área de 10 000 ha, mientras que el territorio dedicado al aprovechamiento de PNMB es de 34 000 ha (de donde se obtiene xate, chicle y pimienta spp) no cuenta con un plan específico de manejo. Por su parte, La Técnica se limita a aprovechar productos maderables bajo los lineamientos de su plan de manejo. Ambas comunidades tam-

bién utilizan los productos del bosque para el autoconsumo familiar, como leña para cocinar, madera para construcción y la cacería (Cuadro 2).

La Técnica mostró un potencial productivo maderable más alto que Carmelita ya que posee mayores existencias de las especies cedro y caoba; razón principal por la que los aportes financieros, por unidad de área, son más altos en La Técnica. Pese a lo anterior, en el campo social y económico, sobretudo debido al tamaño del área, el bosque de Carmelita fue el de mayor importancia. Para valorar los ingresos derivados de PNMB de Carmelita se tomó como área base 34 152 ha y 800 ha para La Técnica. En las dos comunidades se determinó que la producción de madera es la que aporta los mayores ingresos anuales por hectárea de bosque (96% y 98% para Carmelita y La Técnica, respectivamente), por ser altos los volúmenes cosechados en áreas relativamente pequeñas (328 y 130 ha año⁻¹ promedio, en cada unidad).

El complemento del Cuadro 2 resume la importancia del bosque en la producción de PNMB en ambas comunidades. El xate es el producto principal para productores y contratistas ya que su cosecha es durante todo el año; aunque la mayor producción se concentra en los meses de enero a agosto. En los meses restantes, las familias se dedican a la extracción de chicle sp. y frutos de pimienta sp.

Producción sostenible de los recursos maderables

En ambas comunidades los aprovechamientos forestales son fuente de ingresos anuales. En términos generales,

Cuadro 1. Bienes y servicios actual y potencialmente aprovechados en ambas comunidades.

Bienes y servicios	Comunidad	
	Concesión de Carmelita	La Técnica Agropecuaria
Madera	Comercial	Comercial
Xate	Comercial	Potencialmente comercial
Chicle	Comercial	Calidad no comercializable
Pimienta	Comercial	No existe en inventario recursos
Ecoturismo	Comercial	Potencialmente comercial
Bayal	Potencialmente comercial	Potencialmente comercial
Mimbres	Potencialmente comercial	Potencialmente comercial
Pita floja	Potencialmente comercial	Potencialmente comercial
Carbono	Potencialmente comercial	Potencialmente comercial
Leña	Autoconsumo	Autoconsumo
Productos medicinales	Autoconsumo	Autoconsumo
Materiales de construcción	Autoconsumo	Autoconsumo
Proteína animal	Autoconsumo	Autoconsumo

Cuadro 2. Aporte en quetzales de las actividades comerciales del bosque a los comunitarios de ambas comunidades.

Producto	Carmelita				La Técnica			
	Q ha ⁻¹ año ⁻¹	Q socio ⁻¹ año ⁻¹			Q ha ⁻¹ año ⁻¹	Q socio ⁻¹ año ⁻¹		
		Venta	Empleo	PFAF		Venta	Empleo	PFAF
Aprovechamientos madera y otras actividades del MFS	1 151	1 700	3 500		2 873	5 000	1 750	
Leña	1			540	10			608
Materiales de construcción	0			200	3			200
Cacería	2			2.750	0			200
Ecoturismo	1		950		0			
PNMB	39	Véase cuadro complemento			18	ver cuadro complemento		
Total	1 194	1 700	4 450	3 490	2 905	5 000	1 750	1 008

US\$ = Q 7,60

Complemento Cuadro 2.

PNMB	Carmelita			La Técnica		
	Q ha ⁻¹ año ⁻¹	Q socio ⁻¹ año ⁻¹		Q ha ⁻¹ año ⁻¹	Q socio ⁻¹ año ⁻¹	
		Productor	Contratista		Productor	Contratista
Xate	24,0	9 324	33 000	18,00	2 400	no hay
Chicle	9,2	4 800	21 000	0,0	0,0	no hay
Pimienta	5,3	4 121	15 947	0,0	0,0	no hay

estos beneficios son del 31% en La Técnica y de un 14% para las familias de Carmelita. Como se mencionó, en Carmelita los aprovechamientos forestales maderables se desarrollan en un área de 10 000 ha y el plan general establece un ciclo de corta de 25 años. Considerando los cuatro aprovechamientos realizados se calculó que el área promedio de corta anual es de 328 ha. Durante 1997 a 1999 únicamente se aprovecharon las especies primarias cedro y caoba (*S. macrophylla* y *C. odorata*), respectivamente. Sin embargo, en el 2000 se incorporaron especies secundarias, como amapola (*Bombax ellipticum*) y manchiche (*Lonchocarpus castilloi*) especialmente para el mercado internacional. La Figura 1 grafica la tendencia del volu-

men aprovechado de los dos grupos comerciales en cada una de las unidades de manejo. En dicho período (1997 – 2000) Carmelita vendió madera en flitch¹, cubriendo la totalidad de los costos de operación. En este mismo año la madera fue comercializada en pie y el comprador debía responsabilizarse de cubrir todos los costos de operación y transporte.

En el rubro financiero, los aprovechamientos de madera fueron rentables (Figuras 2^a y 2^b) y la eficiencia del proceso se incrementó en función del grado de procesamiento que se le dio a la materia prima. Carmelita obtuvo mejores ingresos netos por metro cúbico de madera (Figura 2a) en los años cuando vendió el producto en flitch. A pesar del incremento en la

extracción de especies primarias en el 2000 (Figura 1a), los indicadores financieros son más atractivos en los tres primeros años (Figura 2a). Ahora, si se suman los beneficios sociales por generación de empleos durante el procesamiento de la madera, podríamos concluir que la transformación de la materia prima marca la diferencia en los indicadores financieros.

La misma tendencia aplica para el caso de La Técnica (Figura 2b); cuando vende el producto en pie (4 primeros años) los ingresos netos oscilaron entre Q 500 y Q800 por m³, promediando ingresos por especies primarias y secundarias. En el 2000 la venta de especies primarias aserradas, aún con bajos niveles de extracción por unidad de área (Figura 1 b), mejoraron los ingresos netos considerablemente (Figura 2 b).

Estos resultados, reflejan que el grado de transformación de la madera incide directamente en los beneficios netos alcanzados por las comunidades, por lo que vale la pena hacer esfuerzos para desarrollar iniciativas orientadas a darle mayor valor agregado a la materia prima.

Productos no maderables del bosque
Más del 90% de la población de la comunidad de Carmelita depende de uno o más de los productos no maderables del bosque, tales como xate, chicle y pimienta para su subsistencia. Relativamente, el xate es el de mayor importancia, aporta alrededor del 69% de los ingresos netos por familia anualmente. En segundo lugar está el chicle sp., con el 19%, y la pimienta sp. en último lugar con el 12% de los ingresos. A pesar de lo valioso de estos recursos, a la fecha la comunidad no cuenta con un plan específico de manejo.

En La Técnica los productos no maderables no representan un aporte significativo para los socios de la Cooperativa debido a la baja participación en la extracción. Se estableció que únicamente el 13% de la población participa en la recolección de xate de forma ocasional.

Mecanismos de captura de los beneficios del bosque

Los mecanismos de captura en Carmelita están determinados por el aprovechamiento de los productos no

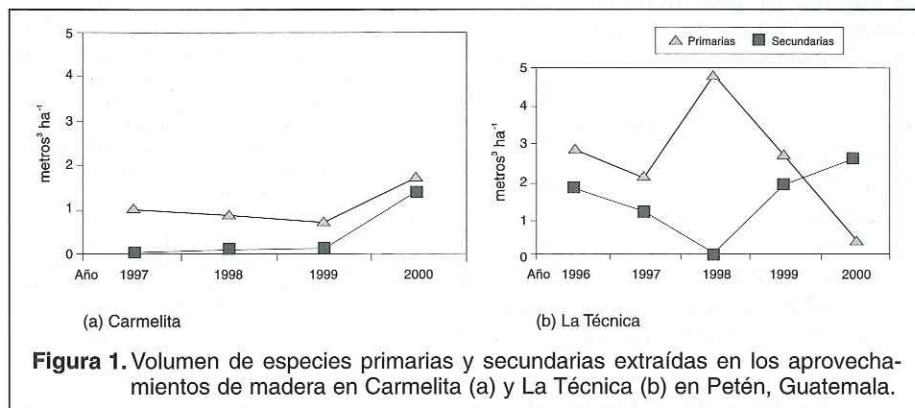


Figura 1. Volumen de especies primarias y secundarias extraídas en los aprovechamientos de madera en Carmelita (a) y La Técnica (b) en Petén, Guatemala.

¹ Nombre que se le da en Guatemala a los tabloncitos de madera obtenidos con motosierra.

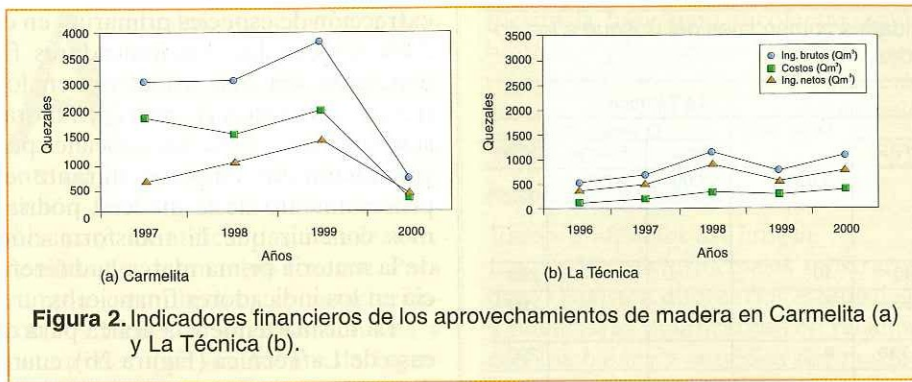


Figura 2. Indicadores financieros de los aprovechamientos de madera en Carmelita (a) y La Técnica (b).

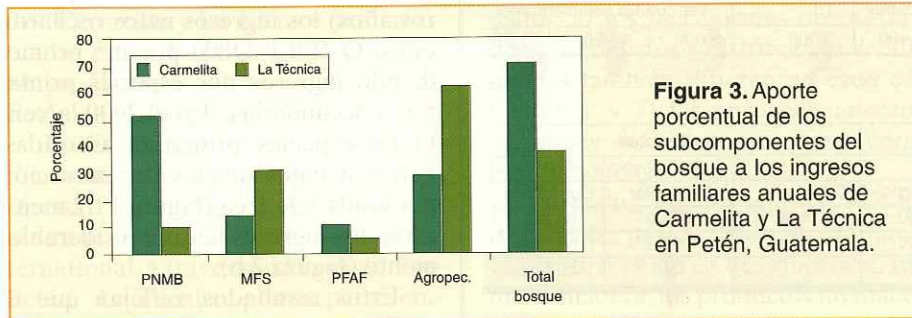


Figura 3. Aporte porcentual de los subcomponentes del bosque a los ingresos familiares anuales de Carmelita y La Técnica en Petén, Guatemala.

servicios al proceso del manejo forestal sostenible, como la venta de servicios asociados con el ecoturismo, diversificación de los productos extractivos para retribuir todos los costos asociados con la planificación y manejo, en el mediano y largo plazo.

La organización interna de las comunidades manifiesta limitaciones en la administración eficiente de los recursos; es recomendable que las instituciones asesoras fortalezcan su capacidad gerencial en las comunidades para una mayor eficiencia en su administración, esto tendría sus implicaciones positivas en el fortalecimiento general y competitividad del proceso del manejo forestal comunitario en El Petén.

Ana del Carmen Mollinedo Pastrana
 Máster en Manejo y Conservación de bosques Tropicales y Biodiversidad, con énfasis en Manejo de Sistemas de Producción Forestal Diversificado

Tel: 002 502 9260476
 Telefax: 002 5002 9261396

Correo electrónico:
 amolline@hotmail.com

José Joaquín Campos
 CATIE 7170
 jcampos@catie.ac.cr

Markku Kanninen
 CATIE 7170
 mkanninen@catie.ac.cr

Manuel Gómez
 CATIE 7170
 mgomez@catie.ac.cr

Cuadro 4 Mecanismos de captura actuales y potenciales identificados en ambas comunidades.

Mecanismo de captura	Unidad de manejo	
	Carmelita	La Técnica
1. Comercialización		
- Madera	+	+++
- PNMB	+++	+
2. Incentivos -INAB-	No aplica	
3. Empleos	++	+
4. Certificación de madera	Potencial	Potencial
5. PFAF (leña, madera construcción y carne)	++	+
6. Venta de servicios		
- Ecoturismo	+	Potencial
- Venta de carbono	+	Potencial

+ : peso relativo de cada mecanismo de captura en la economía de las familias.

maderables del bosque, los empleos derivados del manejo forestal y la contribución de productos para el autoconsumo familiar. La cacería marcó la diferencia entre las dos comunidades. Se determinó que esta actividad genera alrededor de Q104 500 año⁻¹, (equivalente a \$ US 13 484) en Carmelita, beneficiando al 39% de los comunitarios, mientras que en La Técnica representa solo Q 1200 año⁻¹ (equivalente a \$US 155) y únicamente beneficia al 13% de las familias. En La Técnica, la producción de madera, así como los incentivos forestales otorgados por el Instituto Nacional de Bosques

de Guatemala, son los más significativos. La certificación forestal en ambos bosques no ha aportado ingresos económicos adicionales dada su reciente incorporación al proceso del manejo forestal sostenible.

Conclusiones y recomendaciones

La importancia de los productos no maderables del bosque es especialmente alta para la economía de Carmelita; por lo tanto, es recomendable formular e implementar el respectivo plan de manejo de estos recursos a fin de garantizar su perpetuidad y contribuir con la sostenibilidad social y económica de la comunidad.

La experiencia en industrialización y comercialización de productos forestales en la cooperativa La Técnica durante el 2000 demostró que la eficiencia financiera de los aprovechamientos maderables se incrementa con el grado de transformación de la materia prima. Se recomienda, optimizar la transformación y mercadeo de productos para incrementar los beneficios económicos de ambas unidades de manejo.

Los incentivos forestales otorgados por el INAB son un componente valioso para la sostenibilidad del manejo del área de bosque de La Técnica.

Se aconseja incorporar otros elementos de captura de bienes y

Literatura consultada

Mollinedo, A. Del C. 2000. Beneficios sociales y rentabilidad del manejo forestal comunitario en dos áreas de la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 100 p.

Comisión Nacional de Areas Protegidas (CONAP). 1996. Metodología para el análisis financiero de concesiones forestales en la Reserva de la Biosfera Maya, Estudio de caso: San Miguel La Palotada, Guatemala. 53 p. Serie Coedición técnicas No. 6.

Comisión Técnica de Concesiones Forestales. 1997. Experiencias en el manejo y comercialización de productos maderables a nivel comunitario en la Reserva de la Biosfera Maya. Guatemala, Proyecto Centro Maya.

Regeneración de especies arbóreas después del huracán Mitch,

en bosques manejados de la costa Norte de Honduras

Los tratamientos silviculturales dirigidos a mejorar la iluminación de las copas podrían mejorar el vigor de individuos de especies deseables; su aplicación es recomendable siempre y cuando dichos tratamientos sean viables financieramente.

Lili Acosta
Bastiaan Louman
Glenn Galloway

RESUMEN

El paso de huracanes por la costa norte de Honduras es el fenómeno natural más frecuente de esta región y tiene, sin duda, un efecto importante en la dinámica de sus bosques. El objetivo de este estudio fue caracterizar el efecto combinado de aprovechamiento y huracán en la dinámica de los bosques impactados, un año y medio después del huracán Mitch. Se utilizó un muestreo estratificado con parcelas seleccionadas al azar dentro de bosques intervenidos y no intervenidos durante la última década. Para obtener datos más confiables sobre la abundancia de la regeneración de los diferentes tamaños (brinzales¹ y latizales altos y bajos²) se realizó un muestreo adicional.

El reclutamiento y la mortalidad fueron mayores en bosque intervenido, particularmente en las categorías de latizales, esto quizás debido a que el huracán causó más aperturas en bosque.

La tasa de mortalidad fue mayor en el bosque intervenido, pero menor que la tasa de reclutamiento. La causa de la mortalidad fue difícil de determinar.

Además, se encontró una reducción considerable en el número de árboles que pasaron de la categoría de brinzales a latizales. Los latizales altos y de mejor forma de copa se encontraron en lugares con mejores condiciones de luz. Los latizales bajos generalmente se encontraron en condiciones de poca iluminación. Esto indica que los tratamientos silviculturales, que mejoran la iluminación de latizales, podrían beneficiar su vigor y supervivencia. Los datos confirman la importancia de mantener suficientes árboles semilleros durante el aprovechamiento.

Palabras claves: Árboles forestales; regeneración; árbol madre; huracanes; daños por el viento; iluminación; regímenes de luz; Honduras.

SUMMARY

Regeneration of tree species one and a half years after Hurricane Mitch in managed forests of the north coast of Honduras. The north coast of Honduras is impacted periodically by hurricanes and tropical storms, these being the most frequent destructive natural disturbances affecting the forests of this region. In regions where hurricanes commonly impact tropical forests, they play an important role in their dynamics. The objective of this study was to characterize the combined effect of Hurricane Mitch and timber harvesting on the dynamics of impacted forests, a year and a half after the disturbance. The methodologies employed were those applied by CATIE's Natural Forest Management Unit. In addition, a diagnostic sampling scheme was implemented to complement plot data with additional information. Recruitment and mortality were found to be greater in harvested and managed forests, especially among saplings. Greater recruitment may be due to the creation of larger gap sizes in harvested forests. The causes of mortality were often impossible to determine. The rate of mortality was greater in the selectively harvested forests, but was found to be less than the rate of recruitment. In the development of seedlings into saplings a drastic reduction in the number of individuals was observed in all sites for all species. Saplings with larger and better formed crowns were found in better light conditions. Small saplings, in general, were found in conditions of poor illumination. Silvicultural treatments directed at improving light conditions of the saplings might improve their vigor and survival. This study illustrates the importance of maintaining sufficient seed trees during harvesting operations.

Keywords: Forest tree; regeneration; mother tree; hurricanes; wind damage; illumination; regimes of light; Honduras.

¹ El término brizal se refiere a la regeneración de plantas leñosas de 0,3 m hasta 1,5 m de altura.

² Latizal bajo se le llama a la regeneración de 1,5 m de altura hasta 4,9 cm de diámetro altura de pecho (1,3 m). Un latizal alto es la regeneración de 5 cm a 9,9 cm dap.

Los huracanes y las tormentas tropicales son dos fenómenos naturales que frecuentemente golpean la costa norte hondureña; ambos ejercen gran influencia en la dinámica de los bosques de esta región, como cambios en las tasas de reclutamiento, mortalidad y crecimiento de las especies arbóreas (Boucher *et al.* 1994). Sin embargo, estudios (Ferrando 1998 y Ferrando 2001 en este número) señalan que la estructura y la composición de dichos bosques están adaptadas a los disturbios que ocasionan dichos fenómenos. Por lo anterior, hay muy poca diferencia entre aquellos bosques que han sido afectados por huracanes y tormentas en épocas recientes y los abatidos por un huracán hace 24 años. En esta misma zona litoral, Rivas *et al.* (2000) encontraron que el área bajo claros en bosques de reciente aprovechamiento, provocado por el huracán Mitch en 1998, fue mayor que en aquellos bosques no intervenidos.

La presencia de claros y su tamaño influye en gran medida en la estructura y composición florística de los bosques, por sus efectos en la regeneración natural (Whitmore 1984). Por esto, la presente investigación analiza si el efecto del huracán Mitch observado por Rivas *et al.* (2000) también influye en la respuesta y presencia de la regeneración natural no establecida de bosques intervenidos y no intervenidos; además, considera cuáles pueden ser sus implicaciones para el manejo de estos bosques.

Materiales y métodos

Área de estudio. Se trabajó en los sitios "El Tope" y "Los Encuentros" en el bosque comunal del grupo agroforestal Toncontín y en el bosque "Río Viejo" del grupo agroforestal la Victoria (15°N y 86°O). Todos se ubican en la cuenca del Río Cangrejal, 30 km al Sur de la ciudad de La Ceiba, departamento de Atlántida, en la zona litoral Norte de Honduras. La topografía de los sitios es irregular y se caracteriza por pendientes fuertes, generalmente mayores a 40%. El clima es cálido y húmedo, con una precipitación entre 1 158 mm y 4 269 mm por año. Según la clasificación de Holdridge, la zona de vida es bosque muy húmedo subtropical.

Diseño del estudio. Para estudiar la dinámica de la regeneración se utilizaron las parcelas semi permanentes establecidas por Harland Rivas en su estudio sobre daños y respuestas del bosque ante el huracán Mitch (Rivas 1999 y Rivas *et al.* 2000). Él aplicó un muestreo estratificado con parcelas seleccionadas al azar en bosques intervenidos por aprovechamiento y bosques que no habían sido intervenidos durante la última década. A partir de una línea base en cada tipo de bosque se establecieron líneas en forma sistemática con una separación de 50 m entre sí. Se fijaron entre cuatro y 10 líneas por tipo de bosque, perpendicular a la pendiente. Sobre estas líneas se seleccionaron dos parcelas de 50 m x 50 m, que luego fueron divididas en subparcelas de 10 m x 10 m. De las 25 subparcelas por parcela se escogieron 10 en forma aleatoria. Dentro de estas parcelas se estudiaron los latizales altos. En cada parcela de 10 m x 10 m se ubicaron dos de 5 m x 5 m para estudiar los latizales bajos y, dentro de cada una de éstas, una subparcela de 2 m x 2 m para los brinzales. El cuadro 1 muestra las dimensiones de cada categoría de vegetación. Rivas marcó todas las plantas medidas y contadas durante su estudio.

Clase de tamaño	Dimensiones
Brinzales	0.30 a 1.5 m de altura
Latizales bajos	≥ 1.5 m de altura - 4.9 cm de dap
Latizales altos	≥ 5.0 cm de dap - 9.9 cm de dap

Con el fin de obtener datos más confiables sobre la abundancia de la regeneración se llevó a cabo un muestreo adicional. Se colocaron, en forma sistemática y zigzag, 60 parcelas de un tamaño de 10 m x 10 m sobre las líneas en cada tipo de bosque, con subparcelas de tamaños de 5 m x 5 m y 2 m x 2 m anidadas en la misma manera que en las parcelas semi permanentes. Así se obtuvieron un total de 120 sub parcelas adicionales por tipo de bosque de un tamaño de 25 m² y otras 120 parcelas de 4 m².

Las variables evaluadas. De todas las plantas de las especies de interés se determinó la categoría de vegetación midiendo la altura total en metros y, a partir de un dap de 3 cm, se midió el diámetro en centímetros y se marcó la altura de medición. El análisis de la mortalidad y reclutamiento se realizó comparando la clasificación individual de cada planta reportada por Rivas (1999) con la clasificación de las mismas plantas realizada durante esta investigación. Se clasificó como reclutas las plantas que pasaron de una categoría de vegetación menor a una mayor o plantas anteriormente no medidas. La ausencia de plantas registradas en la segunda medición se interpretó como muerte. Para el análisis de abundancia de árboles por clase de tamaño se utilizaron las mediciones realizadas en todas las parcelas. Además, de los latizales se evaluó el índice de iluminación de la copa adaptado de Dawkins 1958 por Clark y Clark (1992) y el índice de forma de copa adaptado de Dawkins (1958) por Synnott (1979) (Cuadro 2). Las especies comerciales tomadas en cuenta para este estudio son las siguientes: *Calophyllum brasiliense* (Santa María), *Guarea grandifolia* (marapolán), *Hyeronima alchorneoides* (rosita o pilón), *Ilex tectonica* (San Juan areno), *Macrohasseltia macroterantha* (huesito), *Magnolia yoroconte* (redondo), *Symphonia globulifera* (varillo), *Tapirira guianensis* (piojo), *Terminalia amazonia* (cumbillo o naranjo) y *Vochysia cf. jefensis* (San Juan rojo).

Análisis de datos. Por la baja abundancia de las especies individuales por sitio y por tipo de bosque, la mayoría de los análisis sobre la dinámica son descriptivos, comparando sólo los promedios por hectárea. La diferencia en reclutamiento por categoría de la vegetación entre los tipos de bosque se analizó utilizando el análisis de varianza, seguido por las pruebas de *Wilcoxon* y *Kruskal Wallis*. Para el análisis de las abundancias totales de las especies comerciales entre los dos tipos de bosque se aplicaron el análisis de variancia, seguido por las pruebas de *t de student* y *Wilcoxon*. La relación entre la iluminación y la forma de copa se analizó con la prueba Chi².

Cuadro 2. Índices de iluminación de la copa y de forma de copa adaptados de Dawkins (1958) por Clark y Clark (1992) y Synnott (1991) respectivamente.

Índice de iluminación		Índice de forma de copa	
Índice	Descripción	Índice	Descripción
1	Solamente luz indirecta	1	Copa muy pobre, pocas ramas
1.5	Poca luz directa oblicua	2	Pobre: menos de media copa
2	Mediana luz directa oblicua	3	Tolerable: media copa
2.5	Alta luz directa oblicua	4	Buena: copa circular regular
3	Alguna luz directa vertical	5	Perfecta: círculo completo
4	Luz vertical plena		
5	Copa completamente expuesta		

Los datos indican que particularmente individuos de las especies *G. grandiflora*, *H. alchorneoides* y *M. yoroconte* en bosque no intervenido y *M. yoroconte* en bosque intervenido tienen problemas para pasar de la categoría de latizales bajos a latizales altos. *I. tectonica* tiene problemas de regeneración en ambos tipos de bosque y en los tres sitios.

Reclutamiento y mortalidad. El porcentaje de individuos en las clases latizales bajos y brinzales que pasaron a

Resultados

Abundancia de las especies comerciales. Durante el período entre esta investigación y el estudio de Rivas (1999) la abundancia en cada categoría de vegetación aumentó en el bosque intervenido, mientras que en el bosque no intervenido solo los brinzales aumentaron en abundancia (Cuadro 3).

Un año y medio después del huracán Mitch las abundancias de brinzales, latizales bajos y altos de las especies comerciales en los bosques no intervenidos fueron mayores en comparación con las encontradas en bosques intervenidos (Cuadro 4), aún cuando las diferencias no resultaron significativas ($P > 0,05$). Las diferencias significativas probablemente se debe a la alta variabilidad entre sitios. Además, el cálculo de abundancia de las diez especies se vio afectada por una sola especie *V. cf. jefensis*, que presentó un alto número de individuos sobre todo en el bosque no intervenido.

No existe una clara relación entre la abundancia por especie por categoría de vegetación y tipo de bosque, aunque las especies de poca frecuencia en el bosque no intervenido (*G. grandiflora*, *H. alchorneoides*, y *I. tectonica*), igual que las especies *T. amazonia* y *T. guianensis*, ocurren con mayor frecuencia en el bosque intervenido. Las abundancias por categoría de vegetación de las especies *C. brasiliense* y *S. globulifera* son casi iguales en los dos tipos de bosques, y la de *V. cf. jefensis* es mayor en bosque no intervenido. La regeneración sobre los diferentes sitios, sin embargo, es variable. *G. grandiflora* casi sólo se encuentra en el bosque intervenido del sitio Río Viejo. Por otro lado

La apertura de claros causada por el huracán fue mayor en bosques intervenidos.



Foto: TRANSFORMA/CATIE.

C. brasiliense, *M. yoroconte*, y *T. amazonia* no se encontraron en este sitio y la abundancia de *V. cf. jefensis* es baja (menos de 100 brinzales/ha). Por la escasez de datos por especie y la variabilidad entre sitios, no se logró realizar análisis estadísticos relevantes.

En general existe regeneración de las especies comerciales en ambos tipos de bosque, pero su abundancia se reduce drásticamente con el paso de una categoría de vegetación a otra.

la categoría superior fue mayor en el bosque intervenido. Para los brinzales la tendencia es contraria (Cuadro 5). Estas diferencias aparentes, sin embargo, mostraron no ser significativas ($P > 0,05$).

Los datos de mortalidad por categoría de vegetación fueron muy escasos y no dan información relevante. La mortalidad sobre las tres categorías de vegetación en conjunto, fue mayor en el bosque intervenido (10,9%) que en el bosque no intervenido (4%).

Cuadro 3. Abundancia de las diez especies comerciales estudiadas en cada tipo de bosque y clase de tamaño, año y medio después del huracán Mitch.

Tipo Bosque Categoría de vegetación	Bosque intervenido (individuos/ha)	Bosque no intervenido (individuos/ha)	Tamaño de la parcela	N Por tipo de bosque
Latizales altos	16.30	40.86	10 m x 10 m	240
Latizales bajos	80.56	160.43	5 m x 5 m	480
Brinzales	1,098.93	2,505.23	2 m x 2 m	480

Cuadro 4. Número de individuos por hectárea, en los años 1999 y 2000 en las parcelas semi permanentes en los tres sitios estudiados (especies comerciales)

Categoría de Vegetación por tipo de Bosque	Abundancia 99 (ind./ha)	Abundancia 2000 (ind./ha)	Cambios de la abundancia durante un año (individuos/ha)	Cambios en % de 1999
Latizales altos (1)	20.00	43.30	23.30	117
Latizales altos (2)	61.66	58.33	-3.33	-5
Latizales bajos (1)	140.00	163.86	23.86	17
Latizales bajos (2)	473.33	402.77	-70.56	-15
Brinzales (1)	2,875.00	3,104.17	229.17	8
Brinzales (2)	5,854.17	5,895.83	41.66	1

(1) = bosque intervenido; (2) = bosque no intervenido.

Iluminación y forma de la copa. La clasificación de copas de los latizales altos mostró que sólo existen individuos con copa completa y globosa en árboles que reciben plena luz vertical (clases 4 y 5 de Cuadro 2). También para los latizales bajos se encontró que el 60% de los individuos con buena copa tenía por lo menos alguna luz vertical directa. La prueba de Chi² confirmó que la iluminación y la for-

ma de copa no son independientes para ambas categorías de vegetación.

Discusión y conclusiones

1. El principal efecto del huracán Mitch sobre la estructura del bosque ha sido la apertura de claros, con una mayor área bajo claros en bosque intervenido que en bosque no intervenido (Rivas *et al* 2000). La existencia de claros es un requisito para la rege-

neración de muchas especies, particularmente para las especies heliófitas o pioneras que requieren una alta intensidad de luz en fases tempranas de su desarrollo (Whitmore 1984). Por estas razones, se podría esperar mayor regeneración después de Mitch en bosques intervenidos que en los no intervenidos. Los datos muestran que, este no es el caso, para nueve de las 10 especies comerciales juntas. Para *V. cf. jefensis* la tendencia es hacia una relación contraria: más regeneración en bosque no intervenido. Esto hace suponer que los factores radiación solar y humedad (regulado por tamaño y frecuencia de claros) y el temperamento de especies (reacción a disponibilidad de luz y agua) no son los mayores limitantes para la regeneración de las especies estudiadas después del aprovechamiento y el huracán. Probablemente son otros actores, como la disponibilidad de semillas después del aprovechamiento y el huracán, que influyeron en mayor grado en la presencia de una u otra especie. Esto también podría explicar la presencia errática de regeneración de las especies en los diferentes sitios.

2. La disponibilidad de semillas depende, entre otros, de la presencia de árboles semilleros, de su fenología y estrategia de reproducción, del modo de dispersión de semillas y de los

El manejo silvicultural dirigido a fortalecer la vegetación no establecida junto con la presencia de árboles semilleros son importantes para asegurar la permanencia de las especies estudiadas en estos bosques.



Foto: TRANSFORMACATIE.

Cuadro 5. Abundancia (individuos/ha) por especies comerciales y para el grupo de especies no comerciales en cada una de las categorías de vegetación y tipos de bosque. Sitio El Tope.


Especies	Bosque intervenido			Bosque no intervenido		
	Latizales altos	Latizales bajos	Brinzales	Latizales altos	Latizales bajos	Brinzales
<i>C. brasiliense</i>	1,3	10,4	31,3		37,5	93,8
<i>G. grandifolia</i>						
<i>H. alchorneoides</i>	7,5					
<i>I. tectonica</i>						
<i>M. macroterantha</i>					2,1	
<i>M. yoroconte</i>		4,2	31,3		4,2	15,6
<i>S. globulifera</i>	1,3	12,5	234,4	1,3	20,8	171,9
<i>T. amazonia</i>	1,3	43,8	390,6	2,5	2,1	
<i>T. guianensis</i>	3,8	10,4	93,8	6,3	8,3	46,9
<i>V. cf. jefensis</i>	8,8	43,8	234,4	37,5	64,6	1468,8
Total comerciales	24,0	125,0	1015,6	47,5	139,6	1796,9
Resto de especies	150,0	706,3	1859,4	122,5	664,6	1890,6
Gran total	173,8	831,3	2875,0	170,0	804,2	3687,5

predadores (Guariguata 1998). El aprovechamiento podría influir la fenología de las especies (aperturas en el dosel pueden favorecer la floración) y afectar la presencia de dispersores y depredadores de semillas. Sin embargo, a la escala artesanal del aprovechamiento (como es el caso de este estudio) su influencia probablemente es mínima. Entonces, si las diferencias presentadas por la regeneración de especies específicas en ambos tipos de bosque se puede explicar por la disponibilidad de semillas, este factor a su vez, puede ser explicado por la presencia o ausencia de árboles semilleros. Una medida que reduce los riesgos de daños de huracanes en esta zona, entonces, podría ser asegurar la presencia y buena distribución sobre el área de árboles semilleros. Ya que su presencia puede ser directamente influida por el aprovechamiento es importante que se dedique atención a la selección de árboles semilleros.

3. Cómo se esperaba (Whitmore 1984), hubo una alta disminución de individuos a medida que cambiaron de categoría de vegetación en ambos tipos de bosque. Específicamente en los latizales altos fue muy baja la presencia de las especies *G. grandiflora*, *I. tectonica*, *M. macroterantha* y *M. yoroconte*. Para el manejo de estos bosques, significa que una silvicultura dirigida a la supervivencia de la regeneración en fases tempranas de su desarrollo, pueda ser importante para asegurar la permanencia de las especies comerciales en estos bosques.

4. La mortalidad de los dos tipos de bosque, resultó ser mayor en el bosque intervenido. Sin embargo, en este mismo bosque, el reclutamiento fue mayor que la mortalidad, lo que produce una tendencia positiva. La mayor mortalidad de las especies comerciales encontrada en los bosques intervenidos puede relacionarse con la alta presencia de especies no leñosas, que compiten con la regeneración

de las especies estudiadas. La Remoción de esta vegetación no leñosa después del huracán podría ser un tratamiento silvicultural que ayude a mantener las especies comerciales. Se tendría que estudiar sus costos y efectos en escala pequeña, antes de recomendar esta actividad como tratamiento general después de huracanes.

5. Los latizales altos con copas de buena forma (indicador de buen vigor de estos individuos) se encuentran bajo buenas condiciones de luz. Esto demuestra que existe una relación entre vigor y disponibilidad de luz. La mayoría de los latizales bajos se encontraron en condiciones de menos luz, aunque igualmente copas más frondosas se hallaron con mayor frecuencia bajo mejores condiciones de luz. Ambos resultados señalan el potencial que podrían tener los tratamientos silviculturales dirigidos a mejorar la iluminación de las copas para mejorar el vigor de individuos de especies deseables, siempre y cuando los mismos sean viables financieramente. 

Lili Acosta
 Máster en Manejo y
 Conservación de los Bosques y
 Biodiversidad
 magnolia_05@yahoo.com

Bastiaan Louman
 7170, CATIE
 blouman@catie.ac.cr

Glenn Galloway
 galloway@catie.ac.cr
 7170, CATIE

Literatura citada

Boucher, DH; Vandermeer, JH; Mallona, MA; Zamora, N; Perfecto, I. 1994. Resistance and resilience in directly regenerating rainforest: Nicaraguan trees of the Vochysiaceae after Hurricane Joan. *Forest Ecology and Management* 68: 127-136.

Clark, DA, Clark, DB. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rainforest. *Ecological Monographs*. 62(3): 315-344.

Dawkins, HC. 1958. The management of natural tropical high forest with special reference to Uganda. Imperial Forestry Institute, Oxford. Paper no. 34. 155 p.

Ferrando, JJ. 1998. Composición y estructura del bosque latifoliado de la costa norte de Honduras: pautas ecológicas para su manejo. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 71 p.

Guariguata, MR. 1998. Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. CATIE, Turrialba, Costa Rica. Serie técnica, Informe técnico no. 304. 27 p.

Rivas, H. 1999. Impacto del huracán Mitch en rodales intervenidos y no intervenidos, en tres sitios en la costa norte de Honduras. Tesis Mag. Sc., Turrialba, C. R. CATIE. 95 p.

Rivas, H; Kanninen, M; Louman, B; Finegan, B; Galloway, G. 2000. Zona norte de Honduras; daños causados por el huracán Mitch en rodales intervenidos y no intervenidos. *Revista Forestal Centroamericana* 30: 58-62.

Synnott, TJ. 1979. A manual of permanent plot procedures for tropical rainforest. Oxford, University of Oxford. 67p

Whitmore, TC. 1984. Tropical rain forests of the Far East 2 ed. Oxford, Oxford University Press. 352 p.

Composición y diversidad de los bosques de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua: una base para el manejo sostenible

Un estudio pionero en la caracterización ecológica de bosques latifoliados en la región Atlántica nicaragüense.

M^a Angeles Pérez Flores
Bryan Finegan, Diego Delgado
Bastiaan Louman

RESUMEN

Se caracterizan diferentes tipos de bosques latifoliados en la comunidad indígena Awastigní del Atlántico norte de Nicaragua. A través del análisis de la vegetación (≥ 10 cm dap en doce parcelas de muestreo de 0,25 ha cada una) fue posible identificar, caracterizar y comparar tipos de bosques en su composición, estructura, riqueza y diversidad florística.

Se identificaron tres tipos de bosque: bosque de *Astrocaryum*, *Grias* y *Carapa*; bosque mixto y bosque de *Dialium* y *Tetragastris*.

El bosque mixto presentó una mezcla de condiciones del sustrato a nivel de las parcelas de 0,25 ha; mientras que el *Astrocaryum Grias* y *Carapa* estuvo relacionado a sitios con suelos de medianamente profundos a muy profundos, textura arcillosa, sin pedregosidad y terrenos con drenaje pobre de lugares planos a bajos. En este bosque predomina la palma *Astrocaryum alatum*. El bosque de *Dialium* y *Tetragastris* ocurrió en áreas bien drenadas, con pendientes moderadas y suelos superficiales de textura franca, con pedregosidad desde centimétrica a rocosa.

Las curvas de acumulación de especies e índices de diversidad indican que el bosque mixto, tal vez debido a su mezcla de condiciones de sustrato, es el más rico y a su vez el más diverso en especies. Los otros dos tipos ocurren en condiciones más homogéneas de sustrato y es destacable la menor densidad y área basal del bosque de *Dialium* y *Tetragastris*, en condiciones de mayor pedregosidad del suelo.

La existencia y grado de dominancia de especies comerciales varió. Los tres bosques también difieren en cuanto a las especies raras ó especies con mayor riesgo para su explotación como parte del manejo, lo que indica que las intervenciones silvícolas en éstos deben variar según las características de cada tipo de bosque. Los resultados destacan la importancia de realizar una buena estratificación como parte de la planificación de las actividades del manejo forestal.

Palabras clave: Bosque de frondosas; bosque mixto; composición botánica; estructura del bosque; comunidades vegetales; Nicaragua.

SUMMARY

Composition and diversity of forests of Nicaragua's Autonomous North Atlantic Region: a basis for sustainable management. Types of broadleaved forest

in the Awastigní indigenous community of northeastern Nicaragua were identified, characterized and compared in terms of their composition, structure, richness and diversity, through the analysis of the vegetation > 10 cm dbh in twelve 0.25 ha sample plots. Three forest types were identified: *Astrocaryum*, *Grias* and *Carapa* forest, mixed forest, and *Dialium* and *Tetragastris* forest. Substrate conditions in the mixed forest were variable at the scale of the 0.25 ha plots. The *Astrocaryum*, *Grias* and *Carapa* forest was found on deep to very deep, poorly drained clay soils on level terrain and was dominated in terms of numbers of individuals by the palm *Astrocaryum alatum*, while the *Dialium* and *Tetragastris* forest was associated with shallow, stony but well-drained soils on moderate slopes.

Species-accumulation curves and diversity indices indicated that the mixed forest, perhaps because of its variable substrate conditions, had the highest species richness and diversity. The other two forest types occur in more homogeneous substrate conditions and the low density and basal area of the *Dialium* and *Tetragastris* forest on shallow, stony soils are notable.

The presence and degree of dominance of commercial timber species varied between forest types, as did the presence of rare species or species whose harvesting carries some degree of risk for population sustainability. These results indicate the need for designing silvicultural techniques appropriate to the characteristics of each forest type, and for an appropriate stratification of the forest resource as a basis for management planning.

Keywords: Forest of leafy; mixed forest; botanical composition; forest structure; vegetal communities; Nicaragua.

En la actualidad, las tendencias mundiales, regionales y locales se orientan hacia la práctica del manejo forestal sostenible, el cual requiere encauzar el uso de los recursos forestales a partir de información relevante y confiable. Alder y Synnott (1992) consideran que para manejar el bosque es necesario conocer qué produce y cómo crece; para responder estas interrogantes, entre los aspectos ecológicos requeridos, se debe primero identificar y reconocer los diferentes tipos de bosque; esto permitirá conducir el bosque hacia un estado ideal de producción y conservación.

En el Atlántico Norte de Nicaragua hay una gran cantidad de bosque, pero pocos estudios florísticos. Falta información sobre la fitosociología, diversidad florística y sus características que determinan el uso apropiado de los diferentes bosques, tanto para conservación como para producción. Por sus características estos bosques forman parte de una extensión de ecosistemas naturales considerada "de frontera" (WRI 2000) y constituyen áreas de conexión entre las zonas núcleo de la biodiversidad regional (CBA 1999). Además, son de gran valor por la biodiversidad vegetal y animal que mantienen, por su importancia económica en la provisión de bienes y servicios a las comunidades indígenas locales y al país, y por los servicios ambientales que prestan al mundo.

El objetivo de este trabajo es identificar y caracterizar tipos de bosque con relación a variables ambientales o condiciones de sustrato y comparar los diferentes tipos de bosque con base en su estructura, riqueza, composición y diversidad.

Este estudio ofrece información pionera y proporciona las bases para la continuidad del manejo forestal sostenible fundamentado en la importancia que tienen los bosques de la RAAN para las iniciativas mundiales, regionales y locales que promueven el mantenimiento de la biodiversidad bajo estrategias de conservación y producción sostenible.

Materiales y métodos

El área de Awastingni está dentro de la Región Autónoma del Atlántico

Norte. Abarca un área de 42 000 ha en la Región ecológica IV de Nicaragua (Figura 1).

Los terrenos de la zona son relativamente planos, con una elevación máxima de 102 msnm. La precipitación promedio oscila entre los 2 750 y los 4 000 mm. Los meses lluviosos van de junio a noviembre y hay una época seca de menor precipitación entre diciembre y mayo. La temperatura promedio anual máxima es de 30°C y la mínima de 22°C. Los bosques son latifoliados de tipo perennifolios del trópico húmedo (Salas 1993). Se han identificado dos grupos de suelos: Inceptisoles y Ultisoles. Sin embargo, se desconoce la extensión que ocupan (Swietenia 1992).

Antes de 1999 no se había hecho ningún estudio sobre la vegetación del área. Trabajos recientes en la conce-

de bosque mediano sotobosque denso (Bmsd) y bosque mediano sotobosque ralo (Bmsr). Se utilizaron parcelas de 0,25 ha (50 m x 50 m). Nueve de estas parcelas fueron seleccionadas al azar de los cuatro cuadrantes dentro de parcelas permanentes de muestreo (PPM) de una hectárea (100 m x 100 m) previamente establecidas por la Unidad de Manejo Bosques Naturales (UMBN) del CATIE. Estas PPM están ubicadas de manera sistemática sobre una línea madre de 3,5 km de largo, con una distancia mínima de 300 m entre PPM (Fig. 1). Para este trabajo se instalaron tres parcelas adicionales de 0,25 ha en puntos aleatorios dentro de áreas de bosque homogéneo (Figura 1). En las parcelas se enumeraron todos los árboles, palmas y lianas ≥ 10 cm dap; se registró el nombre común de la especie y se hizo

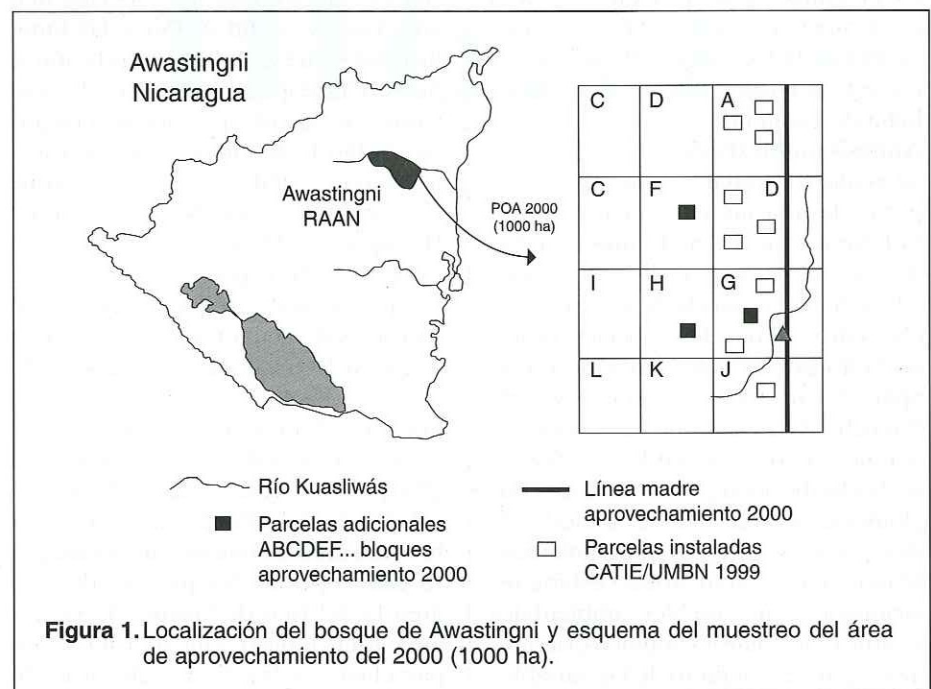


Figura 1. Localización del bosque de Awastingni y esquema del muestreo del área de aprovechamiento del 2000 (1000 ha).

sión lograron establecer una estratificación preliminar del bosque con base en la fotointerpretación (MADENSA/CATIE-TRANSFORMA 1999).

Establecimiento de parcelas y registro de datos

El presente estudio se ejecutó en el área de aprovechamiento del año 2000, dentro del bosque cedido en concesión por el Gobierno de Nicaragua a la empresa MADENSA. Con base en la estratificación preliminar (Cuadro 1) se seleccionaron las áreas

la identificación botánica; también se anotó el diámetro a 1,3 m, medido con cinta diamétrica, de acuerdo con las recomendaciones de Cailliez (1980).

Las identificaciones botánicas fueron realizadas por Nelson Zamora, curador de botánica del Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Costa Rica, en visita de campo y a través de estudio de muestras botánicas. Para evaluar los atributos ambientales, cada parcela se dividió en 10 subparcelas de 25 x 10 m; en el cen-

Cuadro 1. Estratificación de los tipos de bosques presentes en la concesión MADENSA. (MADENSA/CATIE-TRANSFORMA 1999).

Estrato	ha	% con respecto al total
Matorral	885	2,1
Bosque alto denso	2670	6,3
Bosque bajo denso	3605	8,5
Bosque mediano sotobosque denso (Bmsd)	24,550	58*
Bosque mediano sotobosque ralo (Bmsr)	7270	17,2*
Sin clasificar	350	7,9
Total	42,350	100

*Áreas seleccionadas en el estudio actual

tro de cada una se registraron los datos de las variables edafológicas utilizando la metodología de Suárez de Castro (1980); se midió la profundidad del suelo, la pendiente en porcentaje, textura del suelo superficial y el pH (con equipo de campo y en el laboratorio) y la materia orgánica. Los análisis de laboratorio se realizaron en la Universidad Nacional Agraria en Managua. Otros atributos, como pedregosidad, drenaje del suelo y color se evaluaron siguiendo la metodología de Terán (1997).

Análisis multivariado

Se realizó un análisis multivariado a partir de una matriz primaria con el IVI (índice de valor de importancia) de cada especie (Curtis y McIntosh 1950) en cada parcela de muestreo; se eliminaron todas las especies representadas por un solo individuo o que aparecieron en una sola parcela (Gauch 1982). Los tipos de bosque se definieron con base en los resultados de la clasificación por análisis de conglomerados, utilizando el método de Ward. Para verificar si el agrupamiento del análisis multivariado estaba relacionado con variables ambientales se utilizó un análisis canónico discriminante para el conjunto de las variables ambientales o edafológicas evaluadas, y a nivel de las variables individuales. Por último, tomando en cuenta que la variación de la composición de las comunidades naturales es normalmente continua y que a menudo no existen límites bien definidos entre ellas, se realizó además un análisis de ordenación (DECORANA). Para la interpretación florística y ambiental de todas las muestras se utilizó una tabla de trabajo fitosociológica (Pérez 2000).

Los tipos de bosques, definidos por el procedimiento anterior, se compararon en estructura, composición y diversidad en forma descriptiva o mediante análisis estadístico. La estructura fue evaluada con base en el número de árboles ha⁻¹, el área basal y sus distribuciones diamétricas. La composición por tipo de bosque se resumió comparando las especies más importantes según el IVI y las familias más representativas en relación al número de especies y número de individuos por familia por tipo de bosque. Se evaluó la similitud entre bosques, utilizando el índice de similaridad de Czekanowski y el índice de Sorensen (Lamprecht 1990). Para comparar la riqueza de las especies entre tipos de bosques se utilizaron las curvas aleatorizadas de acumulación de especies (Colwell 1997). La diversidad se comparó con los índices de diversidad de Shannon, Simpson y el índice α de Fisher (Colwell 1997 y Magurran 1988). Para calcular índices de similaridad y de diversidad florística se utilizó una área de muestra uniforme para cada tipo de bosque, siendo esta área la del tipo de bosque de menor área total muestreada (0,5 ha o dos parcelas). A través de este procedimiento se pretendió eliminar efectos de área en los resultados. Finalmente, se calculó la proporción de especies comerciales para dos clases diamétricas (10 - 40 cm dap y dap > 40 cm) en 0,5 ha de cada tipo de bosque.

Resultados

Descripción general de vegetación

En las doce parcelas (3 ha) se identificaron y midieron 1440 individuos entre árboles, palmas y lianas ≥ 10 cm

dap, que representaron un total de 126 especies, distribuidas en 116 géneros y 46 familias. Las especies que estaban determinadas por un solo individuo o que ocurrieron en una sola parcela fueron 29 y no se incluyeron en el análisis multivariado. En dicho análisis se utilizó entonces un total de 97 especies. Las especies excluidas del análisis multivariado sí se tomaron en cuenta para el análisis de riqueza y diversidad.

El análisis multivariado permitió identificar tres tipos de bosque con diferente número de parcelas: tres parcelas (0,75 ha) para el primer tipo de bosque, siete parcelas (1,75 ha) para el segundo y dos parcelas (0,5 ha) para el tercero. Los tipos de bosque fueron identificados con los nombres de las especies con mayor peso ecológico (IVI) y que contribuyeron más a su diferenciación según los valores de *F* en un análisis canónico discriminante. Las especies más representativas de cada tipo de bosque fueron: *Astrocaryum alatum*, *Grias cauliflora* y *Carapa guianensis* para el primer tipo, una mezcla de especies del primero y el tercero para el segundo tipo, y *Dialium guianense* y *Tetragastris panamensis* para el tercer tipo. Así los tipos de bosque fueron nombrados bosque de *Astrocaryum*, *Grias* y *Carapa*, bosque mixto y bosque de *Dialium* y *Tetragastris*.

Comparación entre tipos de bosque

Estructura

El bosque *Astrocaryum*, *Grias* y *Carapa* presentó el mayor número promedio de individuos por ha (620, d.e. 54), seguido por el bosque Mixto (443, d.e.103) y el bosque *Dialium* y *Tetragastris*, con el promedio menor (396, d.e.158). Las áreas basales para los tres tipos de bosque fueron 22 m²/ha⁻¹ (d.e. 4), 21 m²/ha⁻¹ (d.e. 2) y 17 m²/ha⁻¹ (d.e. 0,6), respectivamente. No hubo variación estadísticamente significativa entre los tipos de bosque para ninguno de estos parámetros estructurales (prueba de Kruskal-Wallis, aproximación X²: *p* >0,05). En los tres tipos de bosque, el número de individuos muestra una distribución en forma de una j-invertida, mientras el

área basal se concentra en las clases diamétricas intermedias. Las distribuciones diamétricas del número de árboles y el área basal en el bosque de *Dialium* y *Tetragastris* presentaron vacíos en las clases diamétricas superiores (Figura 2a y 2b), probablemente debido al tamaño pequeño de la muestra (0,5 ha).

Riqueza y diversidad de especies

En cuanto al número promedio de especies, el bosque *Astrocaryum Grias* y *Carapa* presentó 43 especies en 0,25 ha (d. e. 6, n = 3), una riqueza similar a la del bosque Mixto con 42 (d.e. 7, n = 7); el bosque menos rico fue el de *Dialium* y *Tetragastris* con 31 (d.e. 5, n = 2). Al igual que en el caso de los parámetros estructurales, la prueba de Kruskal Wallis no indicó diferencias estadísticas significativas acerca de la riqueza de especies entre tipos de bosque.

Por otra parte, las curvas de acumulación de especies (Figura 3) indican que el bosque mixto es el más rico por área, siendo más clara la diferencia por número de individuos. El bosque de *Astrocaryum, Grias* y *Carapa* es más diverso en especies que el *Dialium* y *Tetragastris* por unidad de área, pero esta diferencia desaparece evaluándola por número de individuos. Probablemente, la diferencia por área se debe a que la densidad tiende a ser mayor en *Astrocaryum, Grias* y *Carapa* que en *Dialium* y *Tetragastris*. Los tres índices de diversidad para una superficie de 0,5 ha por tipo de bosque también indican que hay diferencias entre bosques (Cuadro 2). El bosque mixto presentó la diversidad mayor según cada índice. Los bosques de *Dialium* y *Tetragastris*, y *Astrocaryum, Grias* y *Carapa* no difieren mucho según los índices de Shannon y Fisher; el primero es un poco más diverso que el último según el índice de Simpson.

Composición

En el bosque *Astrocaryum, Grias* y *Carapa* las especies que le dieron su nombre fueron las que presentaron el más alto IVI y este tipo de bosque fue el que mostró el mayor grado de dominancia para una especie individual (Figura 4). Las familias más representativas fueron *Arecaceae* como la más abundante y *Euphorbiaceae*,

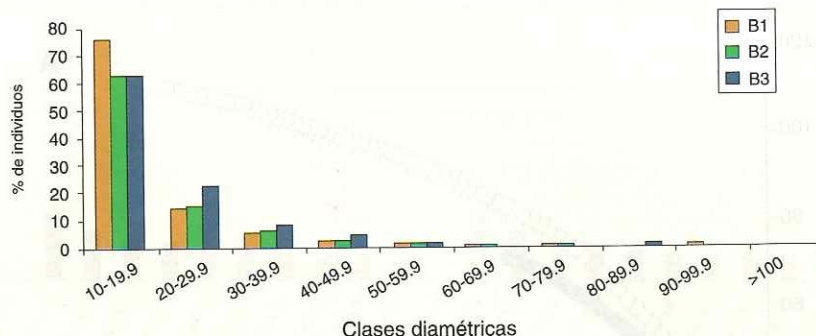


Figura 2a. Distribución del porcentaje de individuos por clases diamétricas en B1) bosque de *Astrocaryum, Grias* y *Carapa* (N = 620), B2) bosque Mixto (N= 443), y B3) bosque de *Dialium* y *Tetragastris* (N=396) en la región Atlántica de Nicaragua.

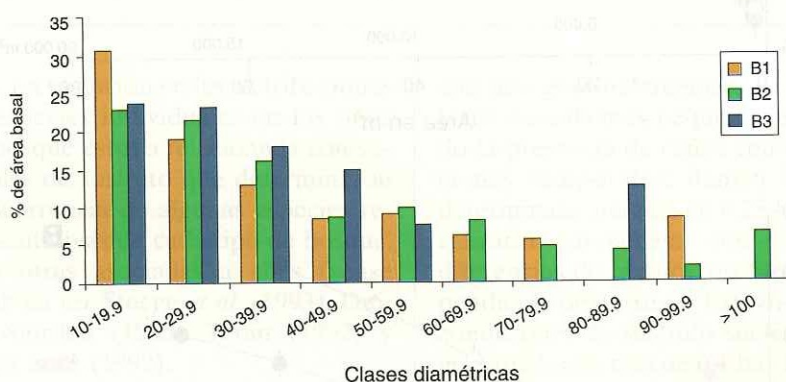


Figura 2b. Distribución del porcentaje de área basal por clases diamétricas en B1) bosque de *Astrocaryum, Grias* y *Carapa* (22 m²/ha⁻¹), B2) bosque mixto (21 m² ha⁻¹), y B3) bosque de *Dialium* y *Tetragastris* (17 m² ha⁻¹).

Cuadro 2. Diversidad florística de los tipos de bosque en 0,5 ha para cada tipo.

Índices de diversidad	H'	S	α
Bosque <i>Astrocaryum, Grias</i> y <i>Carapa</i>	3,029	0,132	23,37
Bosque Mixto	3,797	0,033	35,61
Bosque <i>Dialium</i> y <i>Tetragastris</i>	3,100	0,087	21,53

H': índice de Shannon S: índice de Simpson α: índice de Fisher.

Rubiaceae y Fabaceae/Pap. como las más ricas en especies (Pérez 2000). Las especies *Tetragastris panamensis*, *Astrocaryum alatum*, *Pseudolmedia spuria*, *Carapa guianensis* y *Gymnanthes riparia* fueron las más importantes del bosque Mixto. La familia más abundante fue nuevamente *Arecaceae*, seguida por *Meliaceae* y *Lecythidaceae*. Las familias más ricas en especies fueron *Flacourtiaceae*, *Fabaceae/Mim.* y *Euphorbiaceae* (Pérez 2000). Para el bosque de *Dialium*, las especies más importantes fueron *Dialium guianense*, *T. panamensis* y *Lindackeria laurina* (Figura 4). La familia más abundante

fue *Fabaceae/Caes.* y las familias más ricas en especies fueron *Moraceae*, *Flacourtiaceae* y *Fabaceae/Mim.* (Pérez 2000). Es importante destacar que las especies consideradas representativas de cada bosque se encontraron en los demás tipos de bosque, pero con menor importancia; con la excepción de *A. alatum* y *C. guianensis*, que no se encontraron en el bosque de *Dialium*.

Similitud entre bosques

De acuerdo con los dos índices de similitud (Cuadro 3), los bosques de *Astrocaryum, Grias* y *Carapa* y Mixto fueron los más similares; el valor

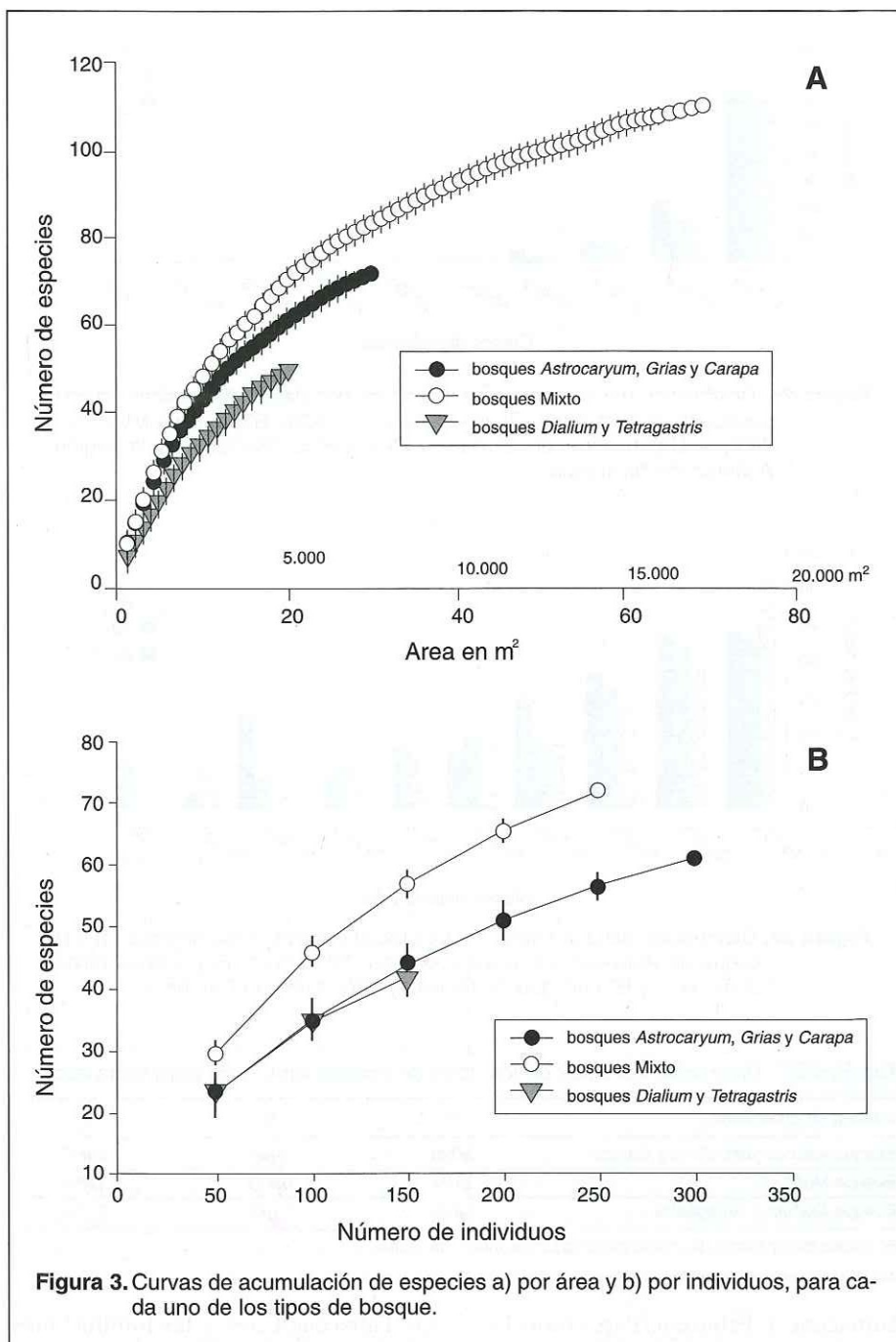


Figura 3. Curvas de acumulación de especies a) por área y b) por individuos, para cada uno de los tipos de bosque.

de similitud entre el bosque Mixto y el de *Dialium* y *Tetragastris* fue intermedio. La similitud entre los bosques de *Astrocaryum*, *Grias* y *Carapa* y el de *Dialium* y *Tetragastris*, fue baja, como corresponde para dos tipos de bosque asociados para los extremos de un gradiente de condiciones de sustrato.

Variabes ambientales

Los resultados del análisis canónico discriminante, según la prueba Lambda de Wilks, indicaron que para las variables tomadas en conjunto, no se

apreció la variable que ejerció mayor discriminancia en la diferenciación de los tipos de bosques. El análisis canónico de las variables en forma individual, detectó que las variables con mayor discriminancia para la diferenciación de los tipos de bosques fueron la pedregosidad ($p = 0.0128$), profundidad del suelo ($p = 0.0149$) y materia orgánica ($p = 0.0015$), en tanto que la pendiente del terreno ($p = 0.0542$) y la textura del suelo ($p = 0.0603$) se acercaron al nivel de significancia. Las variables edafológicas que no

mostraron diferencias entre los tipos de bosques fueron el color del suelo y el pH.

El bosque *Astrocaryum*, *Grias* y *Carapa* se encuentra en sitios planos, bajos y temporalmente inundados, con suelos profundos a medianamente profundos, sin piedras, arcillosos y con mayores valores de materia orgánica (>5%). El bosque *Dialium* y *Tetragastris* con las especies *Astronium graveolens*, *Celtis schippii*, *Pouteria fossicola*, *Dialium guianense* y *Cordia alliodora*, se encuentra en suelos bien drenados, con pendientes suaves a moderadas, predominancia de suelos francos, superficiales, con pedregosidad entre escasa y fina, centimétrica y con pequeños afloramientos rocosos. Son suelos con porcentajes más bajos de materia orgánica y sin ocurrencia de caños.

Cuadro 3. Índices de similitud entre bosques para un área de muestra de 0.5 ha*.

Tipo de bosque	<i>Astrocaryum</i> B1	Mixto B2	<i>Dialium</i> B3
B1 <i>Astrocaryum</i>	--	73,7	39,1
B2 Mixto	0,41	--	68,0
B3 <i>Dialium</i>	0,15	0,35	--

*Los valores por encima de la diagonal son para el índice de Sorensen, y por abajo, para el de Czekanowski.

B1: bosque de *Astrocaryum*, *Grias* y *Carapa*.

B2: bosque mixto.

B3: bosque de *Dialium* y *Tetragastris*.

En el caso del bosque Mixto, las parcelas estaban ubicadas en sitios con una gran heterogeneidad de sustrato, a escala muy pequeña, incluyendo la presencia de caños con inundaciones temporales; dentro de una determinada parcela de 0.25 ha se localizaron subparcelas con marcadas diferencias de textura, profundidad y pendiente del terreno.

Existencias comerciales

Entre las especies de importancia comercial registradas en el estudio figuraron *A. graveolens*, *C. guianensis*, *D. guianensis*, *Symphonia globulifera*, *Tabebuia rosea* y *Terminalia amazonia*.

Las abundancias de las especies comerciales para el rango de 10 - 40 cm dap fueron: 206 individuos ha⁻¹, lo que significa 30% del total de individuos en esta clase diamétrica en el

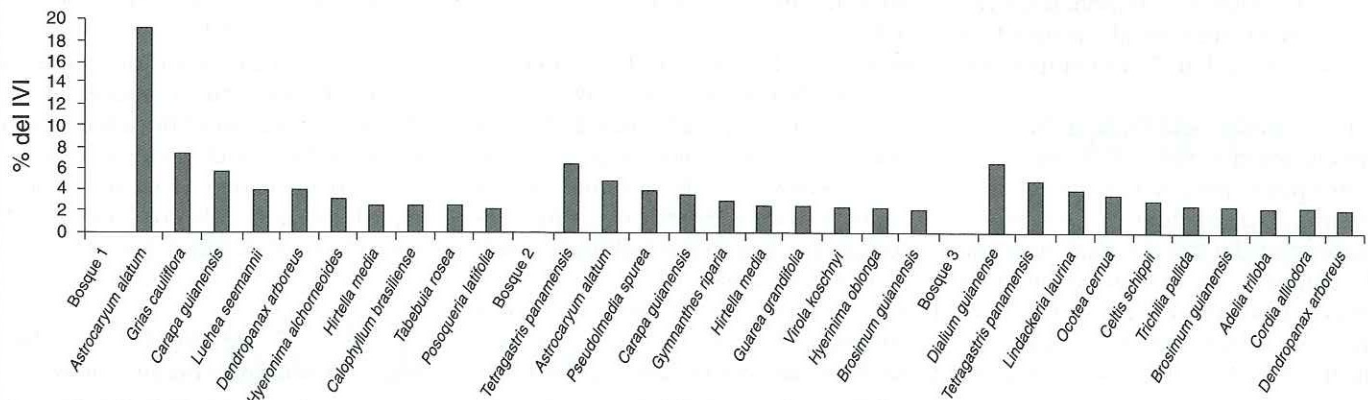


Figura 4. Diez especies principales según el IVI, para tres tipos de bosque en Awastingni.

bosque *Astrocarium*, *Grias* y *Carapa*; 184 individuos ha⁻¹ (36 %) en el bosque mixto y 164 individuos ha⁻¹ (41 %) en el bosque de *Dialium* y *Tetragastris*. Para las clases > 40 cm dap los rangos oscilaron entre 14 individuos ha⁻¹ (54 % con relación al total de individuos mayor a 40 cm dap) en el bosque de *Astrocarium*, *Grias* y *Carapa*, 16 individuos ha⁻¹ (62 %) en el bosque mixto y 18 individuos ha⁻¹ (69%) en el bosque de *Dialium* y *Tetragastris*. En 0,5 ha el bosque de *Dialium* y *Tetragastris* fue el más pobre en especies comerciales con un total de 10; en la misma superficie del bosque *Astrocarium*, *Grias* y *Carapa* se encontraron 22 especies comerciales y 20 en el mixto. Aunque *Swietenia macrophylla*, la especie más valiosa de los bosques centroamericanos, se encuentra en la zona, su abundancia es baja y sólo se ubicaron dos individuos mayores a 40 cm dap en bosque mixto, y otros dos entre 10 y 40 cm dap en bosque de *Dialium*.

En términos de área basal, el parámetro más directamente vinculado al volumen aprovechable, las especies comerciales acumularon 11 m² ha⁻¹ de los 22 m² ha⁻¹ distribuido sobre todas las clases diamétricas en el bosque de *Astrocarium* (50%), 9,7 m² ha⁻¹ de los 21 m² ha⁻¹ en el bosque mixto (46%) y 9,3 m² ha⁻¹ de los 17 m² ha⁻¹ en bosque de *Dialium* (55%).

Discusión y conclusiones

En el área de aprovechamiento del 2000 se identificaron tres tipos de bos-

que. La variación en las distribuciones de especies individuales en los tipos de bosque estuvo relacionada con variables de sustrato que determinaron la ocurrencia de algunas especies representativas de cada tipo de bosque, más otras asociadas a ellas (véase también ter Steege *et al.* (1993), Duivenvoorden (1995), Terán (1997) y Clark *et al.* (1999).

Entre el bosque *Astrocarium*, *Grias* y *Carapa* y el bosque de *Dialium* y *Tetragastris* se observaron marcadas diferencias en la composición de especies asociadas con las condiciones contrastantes de suelo que a veces se manifiestan en distancias muy cortas. La asociación hallada para las especies más características del bosque *Astrocarium*, *Grias* y *Carapa* (*C. guianensis*, *G. cauliflora* y algunas del sotobosque, como *Adelia triloba* y *A. alatum*), con sitios típicamente húmedos coincide con lo indicado en la literatura (véase también Hartshorn y Hammel (1994), Gallo (1999), Clark *et al.* (1999) y Zamora (2000)). Igualmente para algunas especies al otro extremo del gradiente de sustrato, en el bosque *Dialium* y *Tetragastris*, donde se observó una asociación de las especies *Astronium graveolens*, *Celtis schippii*, *Pouteria fossicola*, *Dialium guianense* y *Cordia alliodora*, con suelos típicamente bien drenados, con porcentajes más bajos de materia orgánica (véase también Salazar *et al.* (2000), Gallo (1999) y Herrera (1996)).

En el caso del bosque mixto, las parcelas estaban ubicadas en sitios

con una gran heterogeneidad de sustrato, a escala muy pequeña, incluyendo la presencia de caños con inundaciones temporales; dentro de una determinada parcela de 0,25 ha se localizaron subparcelas con marcadas diferencias de textura, profundidad y pendiente del terreno. Esta mezcla de condiciones de sustrato suele ocurrir en parcelas de más de 0,1 ha. Por eso, pudo observarse en una parcela de 0,25 ha, una mezcla de las condiciones de sustrato que caracterizan los otros dos tipos de bosque (véase también Ashton (1963, citado por Duivenvoorden (1995)). Esta mezcla de condiciones de sustrato conduce a una composición de especies mixta en las parcelas.

Por lo tanto, resulta claro que en el área de estudio hay dos tipos de bosque en condiciones homogéneas contrastantes de sustrato y baja similitud composicional (el *Astrocarium*, *Grias* y *Carapa* y el *Dialium* y *Tetragastris*); por otro lado, el bosque mixto presenta una combinación de las dos condiciones contrastantes de sustrato, exhibe una mezcla de especies y una similitud intermedia con respecto a los otros tipos. Con relación a la riqueza y diversidad de especies, el bosque más rico y diverso fue el mixto, probablemente debido a esa heterogeneidad ambiental en pequeña escala. El bosque más homogéneo, más bajo en área basal total y con menor densidad de individuos por hectárea, fue el bosque *Dialium* y *Tetragastris* predregosidad del sustrato. Es en tales

condiciones de pedregosidad que, según otros estudios, se imponen restricciones en el área basal alcanzada y una baja densidad de individuos por hectárea.

La estratificación preliminar reconoció los dos tipos de bosque extremos por la presencia o ausencia de la palma *Astrocaryum*, que domina el sotobosque del bosque más húmedo y lo convierte en un sotobosque más denso. El bosque mixto no fue diferenciado claramente, quizá por su similitud con los otros dos tipos de bosque.

Para el manejo forestal sostenible la diferenciación entre los tipos de bosque es importante por varias razones:

■ Las condiciones edáficas pueden influir negativamente la accesibilidad al bosque *Astrocaryum*, *Grias* y *Carapa*, sobretodo en los meses de mayor precipitación. Significaría que las actividades de manejo en este tipo de bosque se restringiría aún a menos meses que en el bosque *Dialium* y *Tetragastris*.

■ Por la abundancia de la palma en el bosque *Astrocaryum* es importante conocer la función e impacto


que pueda tener un aprovechamiento sobre la abundancia de esta palma.

■ A pesar de la menor densidad en el bosque *Dialium* y *Tetragastris* el área basal de las especies comerciales es muy similar a la de los bosques mixtos y *Astrocaryum*. El hecho que además contiene menos especies y es más seco que los otros tipos de bosque, puede facilitar su manejo.

■ La ausencia de *Swietenia macrophylla* en las parcelas del *Astrocaryum* hacen que este tipo de bosque sea de menor interés económico que los otros tipos de bosque.

Para afirmar los puntos mencionados, sin embargo, se requiere de investigaciones sobre un área más amplia y un monitoreo de la dinámica de dichos bosques y de los impactos de actividades de manejo de esta dinámica y la composición, diversidad, riqueza y estructura de cada tipo de bosque.

Los resultados del presente estudio indican aspectos de tipificación y composición de especies, de la estructura poblacional y diversidad, que son interesantes al momento de considerar la ordenación forestal de estos bosques,

indican la importancia de una buena estratificación en las actividades del manejo forestal. El conocimiento de las características de los diferentes tipos de bosque, su composición, estructura y diversidad florística, deben ser herramientas de uso generalizado para la planeación y ejecución del manejo de bosques y la conservación de su biodiversidad. 

M^a Angeles Pérez Flores
 Máster en Manejo de Bosques Naturales y
 Conservación de la Biodiversidad
 Tel: 502 265 7572
 mperez@ibw.com.ni

Bryan Finegan
 7170, CATIE
 bfinegan@catie.ac.cr

Diego Delgado
 7170, CATIE
 ddelgado@catie.ac.cr

Bastiaan Louman
 7170, CATIE
 blouman@catie.ac.cr

Literatura citada

- Alder, D; Synnott, T. 1992. Permanent Sample Plot Techniques For Mixed Tropical Forest. Oxford Forestry Institute, UK. Tropical Forestry Paper no. 25 124 p.
- Cailliez, F. 1980. Estimación del volumen forestal y predicción del rendimiento. Vol. 1: Estimación del volumen. Roma, FAO. 92 p
- CBA. 1999. Resumen ejecutivo. Proyecto Corredor de Biodiversidad del Atlántico, Nicaragua.
- Clark, DB; Palmer, MW; Clark, DA. 1999. Edaphic factors and the landscape scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology* 80: 2662 - 2675.
- Colwell, RK. 1997. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5. Users guide and application. Published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Curtis, H; Macintosh, R. 1951. An upland forest continuum in the prairie forest with special reference to Uganda. Imperial Forestry Institute, G. B. Paper N° 34. 135 p.
- Duivenvoorden, JF. 1995. Tree species composition and rainforest environment relationships in the midder Caquetá area, Colombia, NW Amazonas. *Vegetatio* 120: 91-113.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la Zona Norte de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 64 p.
- Gauch, HJR. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge, USA, Cambridge University Press. 298 p.
- Hartshorn, GS; Hammel, BE. 1994. Vegetation types and floristic patterns in La Selva. Ecology and natural history of a Neotropical forest. University of Chicago.
- Herrera, B. 1996. Evaluación del efecto del sitio en la productividad de las poblaciones de dos especies dominantes en un bosque tropical de la tercera fase de la sucesión secundaria en Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 151 p.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. GTZ. Eschborn, RFA. 335 p.
- MADENSA/CATIE-TRANSFORMA. 1999. Inventario forestal bosque latifoliado Awastingsni: manual de campo. Informe interno.
- Magurran, A. 1988. Diversidad ecológica y su medición.
- Perez, Ma. 2000. Fitosociología de los bosques de la región autónoma del Atlántico Norte Nicaragüense, una base para el manejo sostenible. Tesis Mag.Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 130p.
- Salas, JB. 1993. Árboles de Nicaragua. Managua, Nicaragua, IRENA.
- Salazar, R; Soihet, C; Méndez, JM. 2000. Manejo de semillas de 100 especies forestales de América Latina. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 204 p.
- Steege, H; Jetten, V; Polak, M; Werger, M. 1993. Tropical rain forest types and soil factors in a watershed area in Guyana. *Journal of Vegetation Science* 4: 705-716
- Suárez de Castro, F. 1980. Conservación de suelos. San José, Costa Rica, IICA. 315 p.
- Swietenia. 1992. Inventario Forestal y Plan de Manejo para Maderas y Derivados de Nicaragua S. A. (MADENSA). Managua, Nicaragua.
- Terán, JR. 1997. Diseño de una red de parcelas permanentes con propósitos de manejo forestal en un bosque húmedo templado de Chuquisaca, Bolivia. Tesis Mag. Sc., Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- WRI. 2000. World Resources Institute Forest Frontiers Initiative, Publications & Papers. Published at: <http://WWW.Wri.org/Wri/ffi/fff-eng/mtr-Why.htm>
- Zamora, N. 2000. Árboles de la Mosquitia hondureña: descripción de 150 especies. CATIE. Serie Técnica. Manual Técnico no. 43. 335 p.

Propuesta metodológica para el diseño y validación de corredores biológicos en Costa Rica

RESUMEN

Los corredores biológicos, dentro de la Península de Osa en Costa Rica, son esenciales para el desplazamiento de los felinos y sus presas. Hoy, las poblaciones de fauna dentro de la península se encuentran en peligro como consecuencia de la fragmentación, pérdida de hábitats y por los asentamientos humanos.

La metodología utilizada para este estudio partió de tres elementos fundamentales: 1) evaluación del uso del hábitat por las especies de fauna beneficiarias del corredor; 2) uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) para delimitar el corredor (rutas entre rangos de calidad de hábitat); y 3) elaboración de lineamientos para el manejo del área, considerando al corredor dentro del paisaje. Los mapas mostraron que las áreas de hábitat disponibles, de excelente y buena calidad, son más reducidas para las especies *Panthera onca* y *Puma concolor*, y sus áreas de conflicto más amplias, lo que posiblemente obliga a estas especies a moverse en ambientes demasiado alterados. Para ser viables estos diseños, las zonas de la reserva deben tener un mosaico de hábitats disponibles de un ancho mínimo de 1 km. En realidad no deben ser simplemente franjas o cintas continuas de bosque. Debe hacerse un manejo más excluyente (protección) en las zonas consideradas como rutas de estos corredores.

Palabras clave: Corredor biológico, SIG, hábitat, mamíferos, felinos, Península de Osa, Costa Rica

SUMMARY

Proposal of a method to design and validate biological corridors in Costa Rica. Biological corridors, inside the Osa Peninsula of Costa Rica are essential for the movement of wildcats and their prey. Currently populations of species mentioned here, are threatened by forest fragmentation, loss of habitat and constant conflict with humans. The methodology considered three main elements: 1) Evaluation of habitat use by wildlife; 2) Use of a Geographical Information System (GIS) to define corridor boundaries (pathways between habitat quality ranks); 3) Management regulations using the corridor as part of the landscape. Maps show that available habitat areas of "excellent" and "good" habitat quality features were reduced for the species *Panthera onca* and *Puma concolor*, and their conflict areas were more extensive; these factor likely pushed the wildcats to move in to heavily altered environments. In order to consider the feasibility of these designs, zones inside GDFR should have a mosaic of habitats available with a minimum width of 1 kilometer for wildlife. These zones should not simply be belts or continuous forest, but should be done as an excluding (protection) management practice in those areas identified as corridor pathways.

Keywords: Biological corridor; GIS; habitat; mammals; wild cats; Osa peninsula; Costa Rica

Una propuesta metodológica para identificar cómo los usos inadecuados de la tierra reducen la calidad del hábitat disponible para la fauna.

Germán Jiménez

La península de Osa y sectores adyacentes ubicados hacia el sur occidente de Costa Rica albergan el último remanente de bosque lluvioso tropical en la vertiente del Pacífico de América Central. Dentro de este bosque se encuentran el Parque Nacional Corcovado (PNC), el Parque Nacional Piedras Blancas (PNPB) y la Reserva Forestal Golfo Dulce (RFGD). Esta última está siendo sometida a presión y amenaza de extinción como consecuencia de la deficiente planificación para el aprovechamiento forestal (Barrantes *et al.* 1999),

las actividades agrícolas (Maldonado 1997) y la caza (Carrillo *et al.* 2000). Ante esta situación el gobierno ha promulgado algunas prohibiciones legales en la zona, lo que ha contribuido a aumentar la demanda desequilibrada de flora y fauna en ella. Este panorama ha generado procesos de fragmentación y eliminación de bosques en los alrededores de las áreas protegidas, colocando en peligro su permanencia en el largo plazo.

Investigaciones realizadas en bosques tropicales muestran que para mantener la biodiversidad es fundamental conservar grandes áreas de bosque y, de ser posible, en bloques continuos (Bennet 1998). Sin embargo, desde 1988 la Fundación Neotrópica y otros entes de investigación alertaron sobre el tamaño de las áreas protegidas en Costa Rica; algunas no son lo suficientemente grandes como para mantener, a largo plazo, poblaciones viables de fauna y flora (Maldonado 1997).

Los procesos de fragmentación mencionados han alterado la estructura de un antiguo corredor, en la Península de Osa, que estuvo conformado por bloques de bosques ubicados -en su gran mayoría- dentro de lo que hoy es la RFGD. Dichos bloques unían el PNC con el PNPB permitiendo el desplazamiento de los felinos como el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*), el ocelote (*Leopardus pardalis*), el caucel (*Leopardus wiedii*) y el yaguarundi (*Herpailurus yaguarondi*). Estos mamíferos carnívoros siguen los patrones de movimiento de sus presas y para hacer esto requieren una buena cobertura de bosque junto con agua, como es el caso del *P. onca* (Schaller y Crawshaw 1980, Witmer *et al.* 1993); o de una gran extensión de territorio junto con variedad de paisajes, como por ejemplo *P. concolor*.

Los grandes felinos (*P. onca* y *P. concolor*) son especies importantes dentro de la vasta y compleja red trófica, ya que contribuyen a mantener la dinámica de las poblaciones de sus presas y el balance de los ecosistemas de esta zona. De los felinos medianos (*L. pardalis*) y pequeños (*L. wiedii* y *H. yaguarondi*) es poco lo que se conoce, pero se sabe que su comporta-

miento se correlaciona con el de sus presas (Emmons *et al.* 1989). Entonces, es de esperarse que las actividades humanas modifiquen patrones de desplazamiento y abundancia de las presas de dichos carnívoros y, en consecuencia, estén ejerciendo modificaciones en el comportamiento de estos felinos.

Por lo anterior, y como una de múltiples posibilidades dentro de una estrategia de manejo, en la región se han hecho propuestas para mantener este antiguo corredor como un hábitat natural entre reservas y bosques vecinos (Soto 1992, Barrantes *et al.* 1999). Este corredor posibilitaría aumentar el área total del hábitat y también proporcionaría las oportunidades para la migración de los felinos y otras especies relacionadas con ellos; además, permitiría mantener un buen grado de variabilidad genética dentro y entre poblaciones de cada una de estas especies (Noss 1987, Bennet 1998). Sin embargo, las propuestas hechas no han considerado los requerimientos de hábitat (calidad de hábitat) que necesitarían las especies beneficiarias del mencionado corredor.

Considerando el panorama anterior, esta investigación se planteó cuatro objetivos principales: 1) desarrollar una metodología que contribuyera a la validación de propuestas sobre corredores biológicos para integrarlas en las actividades de manejo y conservación dentro de las áreas protegidas y sus zonas adyacentes; 2) identificar criterios para el diseño y evaluación de la funcionalidad de corredores biológicos, en zonas ubicadas entre áreas naturales protegidas; 3) evaluar la funcionalidad de una propuesta de corredor, entre los PNC y PNPB; y 4) definir áreas críticas de protección que coadyuvaran a mantener la funcionalidad de un corredor para esta región.

Para cumplir los objetivos propuestos, se planteó una estrategia metodológica a partir de tres elementos fundamentales: 1) evaluación del uso del hábitat por las especies de fauna beneficiarias del corredor; 2) uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) para delimitar el corredor (mapas y rutas entre rangos de calidad de hábitat); y 3) la elaboración de

lineamientos para el manejo del área considerando al corredor dentro del paisaje de ésta.

Materiales y métodos

Evaluación del uso de hábitat por parte de la fauna

Para evaluar el uso del hábitat se utilizaron métodos directos (observaciones de campo), e indirectos (detección de huellas). Dichos métodos estuvieron específicamente orientados a determinar un índice de abundancia relativa (Litvaitis *et al.* 1994), el cual permitió también evaluar el uso que se daba a determinados elementos del hábitat, como consecuencia de la búsqueda de satisfacción de necesidades primarias (alimento, territorio, refugio o pareja), por parte de la fauna. Se establecieron 15 transectos de 3 km de longitud dentro del área de estudio, seleccionados al azar de un universo de 35 caminos rústicos forestales, distribuidos a lo largo y ancho de la RFGD. Se hicieron recorridos de cada transecto (1 km/h), identificando las huellas de los felinos y sus presas. Cada grupo de huellas encontrado fue tomado como un avistamiento (observación), con lo cual se aceptó que las huellas dentro de cada grupo correspondían al mismo animal (Smallwood y Fitzhugh 1995); esto con el objeto de no hacer una sobreestimación de la abundancia. Adicionalmente, se contaron como avistamientos las observaciones de primates, hasta 20 m en ambos lados del transecto (Carrillo *et al.* 2000). Los avistamientos de huellas y las observaciones, de las especies de fauna, fueron relacionados con la cobertura dominante para recopilar información de abundancia relativa por tipo de cobertura. Se escogieron como tipos de cobertura dominantes el bosque primario (BP), bosque secundario (BS), plantaciones de melina (M) y áreas de pastizales y agricultura (PyA); solo para el jaguar se seleccionó una cobertura adicional: el manglar. Los transectos fueron recorridos cuatro veces cada uno durante 60 días, repartidos entre el final de la época seca (abril a junio) y el comienzo de la lluviosa (agosto), contabilizando un total de 180 km de recorrido en transectos. Adicionalmente se recorrieron en

vehículo 1968 km en carretera principal y 240 km en carretera secundaria.

No se rastreó el PNC ya que se conocía que especies se encuentran en el (Carrillo *et al.* 2000). En cambio para el PNPB fue necesario rastrear indicios en tres transectos de 3 km cada uno, con el fin de identificar especies de fauna. De esta manera se obtuvo una referencia de las especies que se encontraban en ambas áreas protegidas (PNC y PNPB), además de la RFGD. Tanto los avistamientos como los indicios (huellas) fueron geoposicionados por medio de un Sistema de Posicionamiento Global (Garmin 12 Global Positioning System GPS).

Uso de los sistemas de Información Geográfica (SIG) para la diagramación de las rutas (corredores)

Los SIG fueron utilizados bajo los parámetros del análisis espacial (Ortega-Huerta y Medley 1999) que resulta muy útil para identificar hábitats potenciales y reales a escala de grandes áreas y con especies de fauna que tienen radios de acción muy amplios (Beier 1993, Maehr y Cox 1995). Dicho análisis considera los patrones de movimiento de una especie en función de las restricciones que existen en el ambiente (denominado aquí calidad del hábitat), concepto que es utilizado como herramienta para llevar a cabo actividades de manejo y conservación de fauna (UICN 1996, Ortega-Huerta y Medley 1999). Este análisis ayudó a identificar las rutas más probables que seguirían los animales así como los sitios donde existirían mayores riesgos de conflictos entre la presencia y el desplazamiento de la fauna, y las actividades humanas en la RFGD (por ejemplo, ataques al ganado, cacería, asentamientos humanos, etc.).

Además de las bases de datos generadas por la información de campo se contó con bases de cobertura del área de conservación Osa; imágenes del satélite LANDSAT TM (P14R54 del 16/02/98; P15R54 del 21/08/97) para la Península; y bases de ubicación de felinos y presas correspondientes al GAP Analysis Mapping (tipo de análisis por superposición de mapas) of Biological Resources in Costa Rica, (Universidad de Clemson, USA, y Telesig-Universidad Nacional de Costa Rica). En el laboratorio SIG en el

CATIE estas bases de datos se trabajaron utilizando programas de software ERDAS 8.4 y ArcView 3.1.

La Figura 1 muestra los pasos desarrollados:

■ Creación de mapas de distancia euclidiana para los indicadores, ubicación de poblados, pendientes, redes hidrológica y vial. Clasificación no supervisada de los tipos de cobertura, tomando como base las imágenes LANDSAT TM 97 y 98.

■ A los puntos generados por GPS en campo y los escogidos de la base de datos de Telesig-UNA (huellas y avistamientos de felinos y sus presas) se les aplicó el procedimiento de elaboración de buffers (Create buffers, ArcView 3.1). Cada buffer correspondió a una distancia mínima promedio de movimiento (en cualquier dirección), a partir del punto geoposicionado, para cada una de las especies de felinos. Se tomó en consideración el estado de

la cobertura en la RFGD y el tamaño del animal (por ejemplo *P. onca* 2500 m de radio, buffer de 5000 m diámetro).

■ Los buffers fueron utilizados para hacer análisis de valores promedio del conjunto de datos y su relación de distancia a ríos, caminos, poblados, ubicación según los valores de pendiente y tipos de cobertura (Analysis summarize zones ArcView 3.1). El mismo procedimiento fue realizado para puntos generados aleatoriamente dentro del área de la RFGD (Generador de números ArcView 3.1).

■ Se efectuó un análisis de distribución de frecuencias para los datos generados al azar (esperados) y los datos generados en campo, más las bases de datos existentes (observados). Los valores utilizados fueron los de la media (mean) para distancia de los indicadores: ríos, caminos, poblados y porcentaje de pendiente; y los valores

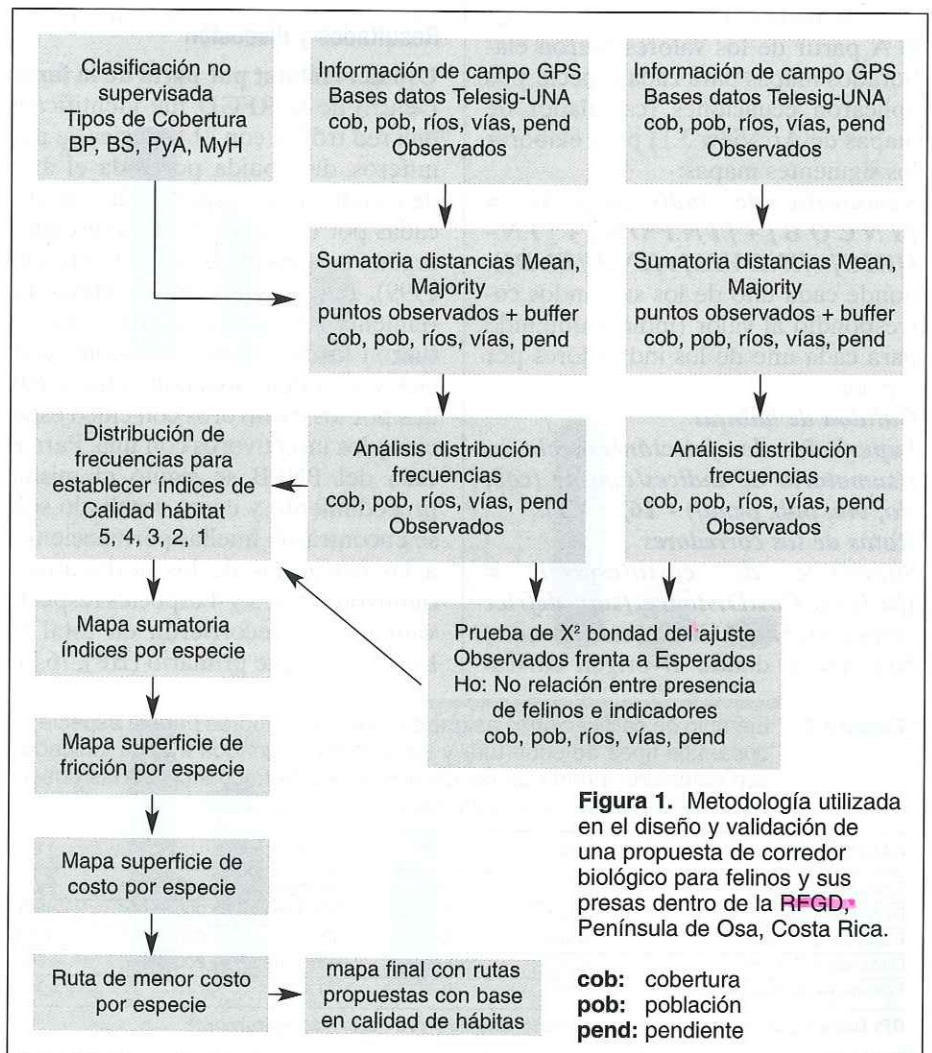


Figura 1. Metodología utilizada en el diseño y validación de una propuesta de corredor biológico para felinos y sus presas dentro de la RFGD, Península de Osa, Costa Rica.

cob: cobertura
pob: población
pend: pendiente

mayoritarios (majority) junto con los índices de abundancia relativa para el indicador tipo de cobertura (Statistix for Windows). Cada conjunto de distribuciones de frecuencia fue analizado bajo la hipótesis nula (H_0) la cual afirma que los datos observados se distribuyen aleatoriamente (Chi cuadrado bondad de ajuste con 3, 4 y 9 gl, Zar 1996). Los valores de Chi cuadrado sirvieron para definir si el indicador era útil o no para su selección como una característica del paisaje para la fauna (Ortega-Huerta y Medley 1999).

■ Adicionalmente las distribuciones de frecuencia observadas fueron utilizadas para establecer valores (calificación), en términos de calidad del hábitat, para cada uno de los indicadores por especie de felino así:

- 5 = Calidad de hábitat excelente;
- 4 = Calidad de hábitat buena;
- 3 = Calidad de hábitat regular;
- 2 = Calidad de hábitat baja;
- 1 = Calidad de hábitat muy baja (Cuadro 1).

■ A partir de los valores fueron elaborados mapas para cada especie y se aplicaron ecuaciones (calculador de mapas de ArcView 3.1) para elaborar los siguientes mapas:

Sumatoria de índices/especie = $[INCOB] + [INPOB] + [INDRIO] + [INDVIA] + [INDPEND]$, donde cada uno de los sumandos correspondió al valor (índice) obtenido para cada uno de los indicadores por especie.

Calidad de hábitat

Superficie de fricción/especie = $((\text{sumatoria de índices/especie } [cob, rio, via, pob, pend]) - 26) * - 1$.

Rutas de los corredores

Superficie de costo/especie = $([origen].CostDistance([sup defric /especie], "backlink".AsFilename, NIL, NIL))$, donde el origen corres-

pondió a los puntos de salida desde la frontera del área protegida A (tres en el PNC) y backlink es la dirección de la ruta a seguir

($[Final], CostPath([supcosto/especie], [backlink], FALSE)$), donde final correspondió a los puntos de llegada en el área protegida B (tres en el PNPB) y backlink (lenguaje de programación) la dirección de la ruta seguida (calculador de mapas Arc View 3.1). Finalmente, a las rutas generadas les fueron asignados buffers (create buffers de Arc View) de un kilómetro de ancho basados en las propuestas de anchos de corredores propuestas por Forman (1995). Este autor plantea que si se trabaja con un grupo de especies sobre las que se está comenzando a conocer su biología, y adicionalmente se espera que un corredor funcione, para ellas, de manera permanente en espacio y tiempo, el ancho apropiado debería medirse en kilómetros (Figura 2).

Resultados y discusión

Uso del Hábitat por parte de la fauna

Dentro de la RFGD fue identificada una red trófica con 21 especies de mamíferos, distribuida por toda el área de estudio. Estas especies fueron ubicadas por el autor en cuatro gremios, según su categoría dietaria (Chiarello 1999). Los gremios donde mayoritariamente se reportaron más especies fueron los herbívoros con siete especies y los omnívoros con ocho, seguidos por los carnívoros con cinco especies y los insectívoros con una. Para el caso del PNPB se siguió el mismo procedimiento y como resultado solo se encontraron huellas pertenecientes a las categorías de los herbívoros y omnívoros con 3 y 4 especies respectivamente. Se recorrieron en total 84 km para bosque primario (BP), 76 km

en bosque secundario (BS), 8 km para plantaciones de melina (M) y 12 km en pastos más agricultura (PyA). Se observó que el valor del índice por gremios, es decir en función de categorías dietarias, varió de manera significativa y fue particularmente alto para los felinos (0,190) y los herbívoros (0,810) en el tipo de cobertura BP (Figuras 3 y 4). Con relación al gremio de los omnívoros, el índice de abundancia fue alto en aquellos tipos de cobertura relacionadas con un mayor grado de intervención, como es el caso de PyA (0,750); para los tipos de cobertura BP, BS y M los valores del índice fueron muy cercanos (0,571; 0,500; 0,500) (Figura 5). Del total de especies se hizo una selección basados en datos de la literatura (Rabinowitz y Nothinghan 1986, Aranda 1990, Chinchilla 1994) de las presas que eran la opción más común en la dieta de los felinos del área y las que representaban una segunda opción (Cuadro 2). Dicha escogencia se hizo con el ánimo de comprobar relaciones depredador-presas, en términos de los índices de abundancia relativa, por tipos de cobertura. Si se compara la distribución del índice de abundancia para cada felino (excluyendo *P. concolor*, e incluyendo a *L. wiedii*) y sus respectivas presas, se comprueba que la presencia del felino se observó en los tipos de cobertura donde se indicó la aparición de su presa.

El análisis de distribución de frecuencias para jaguar, puma, manigordo y jaguarundi, con relación a los indicadores (cobertura, distancia a poblaciones, ríos, vías y valores de pendiente) muestra diferencias significativas entre los sitios de avistamiento de huellas y una distribución totalmente aleatoria (Cuadro 3).

Con relación a los avistamientos hechos en carretera, *Nasua narica* (67%) especie que se adapta muy bien a ambientes intervenidos fue observada con mayor frecuencia. Para el caso de la carretera secundaria solo fueron vistas dos especies: *Tayassu pecari* que supera ampliamente (90%) a *Cebus capucinus*. Lo anterior se debió a que en un solo evento fueron identificados 10 individuos de la especie *T. pecari* cruzando entre los poblados de Drake y Rancho Quem-

Cuadro 1. Ejemplo de calificaciones asignadas a los indicadores para la especie *P. onca*. Los tipos de cobertura y los valores asignados a cada indicador son obtenidos a partir de las distribuciones de frecuencia de las observaciones de huellas y avistamientos hechos en campo.

CALIFICACIÓN	5	4	3	2	1
Tipo de Cobertura	BP	BS	Manglar	PyA	PyA
Distancia a Poblados (m)	> 2600	1100-2600	500-1100	200-500	<200
Distancia a Ríos (m)	0-400	400-600	600-1000	1000-1300	>1300
Distancia a Vías (m)	>2000	1300-2000	600-1300	200-600	< 200
Porcentaje de Pendiente	0-9	9-11	11-17		>17

BP: Bosque primario BS: Bosque secundario Should Py A: Pasto más agricultura.

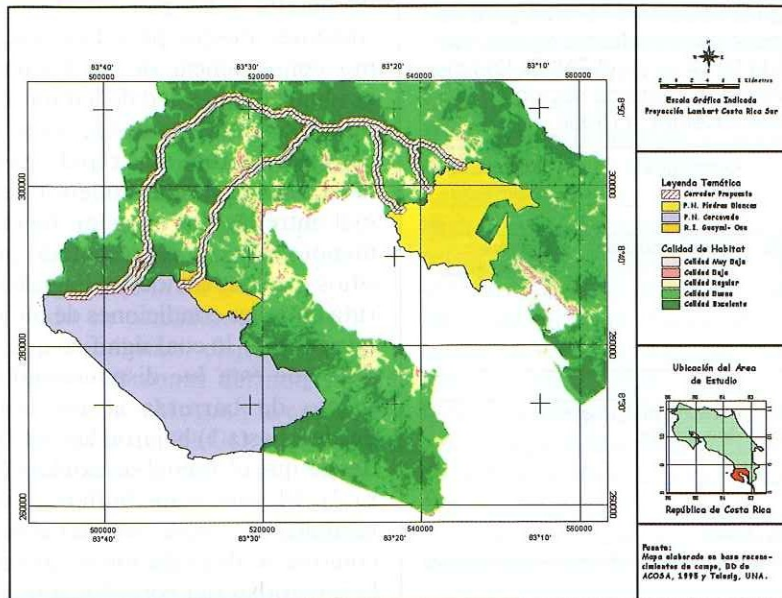


Figura 2. Mapa de las rutas propuestas, dentro de la RFGD, como posibles corredores, entre los PNC y PNPB, para la especie *P. onca* (JAGUAR).

tratan en lo posible de no alejarse de la protección de una buena cobertura de bosque (Figura 3). En general, para los gremios aquí citados, podría decirse que los hábitos del animal y la disponibilidad del recurso alimento contribuyen a reflejar su distribución dentro de un determinado paisaje. Para el caso de los depredadores, ellos utilizan las presas que hay disponibles; no importa el tamaño si no más bien disponibilidad (Sunquist y Sunquist 1996).

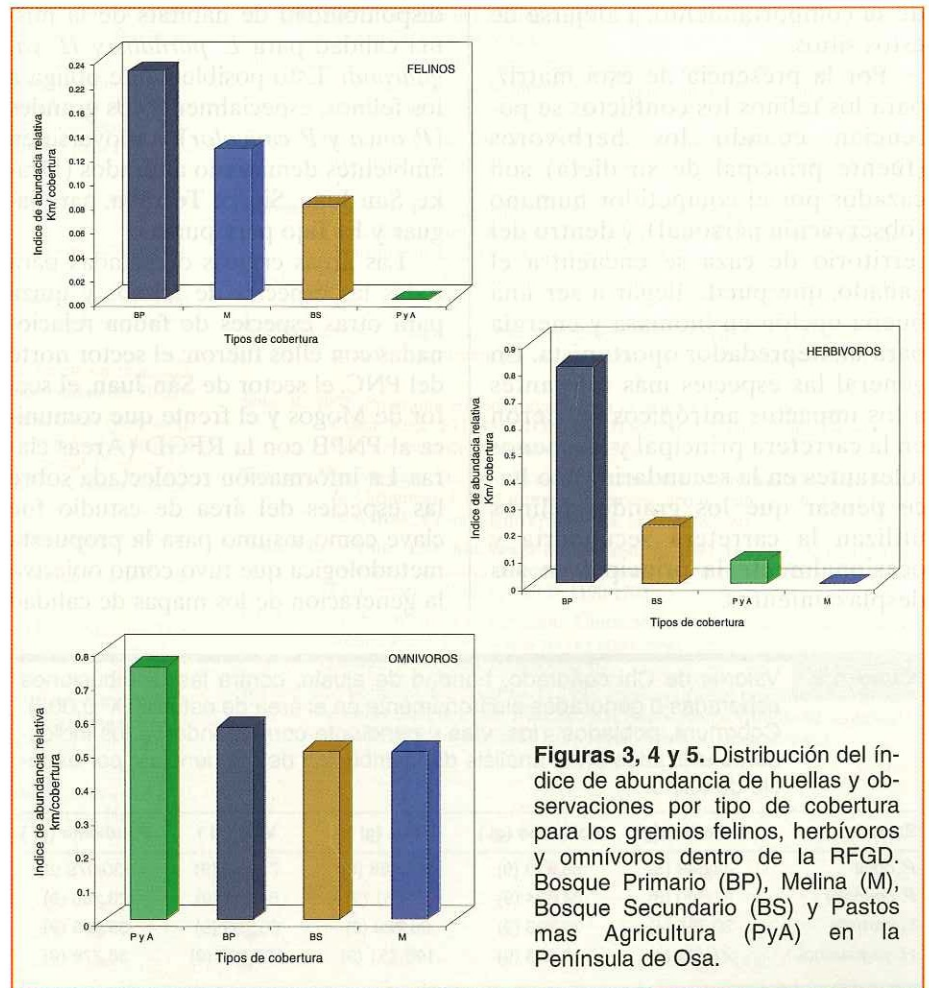
Los indicadores utilizados ayudaron a ubicar características del hábitat que el animal utiliza para moverse o buscar alimento, refugio y cobertura. Esto se refuerza por el hecho de que los valores de Chi cuadrado sugieren que los animales se están distribuyendo en función de la calidad del paisaje, que se definió en términos de cinco indicadores (Cuadro 3).

Aparte del alimento, otro componente básico en la distribución de la fauna es la cantidad de barreras (ma-

do. Solo en una ocasión se observó un felino (*H. yaguarondi*) en carretera principal. Durante las vistas nocturnas y en la madrugada se detectaron muy pocos cruces por carretera principal (*N. narica* y *T. mexicana*), y ninguno por la secundaria. El nivel de ruido y el impacto negativo de las luces de los vehículos fue bastante apreciable a altas horas de la noche y aunque hubo movimiento por las carreteras principal y secundaria, solo unas cuantas especies las cruzaron, en eventos supremamente cortos y en zonas de las carreteras donde el bosque aledaño se acercaba más a la vía.

Estos resultados sugieren que los animales se ubican, según sus requerimientos de dieta, en un tipo de cobertura que favorezca de alguna manera la consecución de su alimento (Tutin *et al.* 1997). Se observó que los herbívoros están presentes mayoritariamente en aquellas coberturas de BP, posiblemente porque allí encuentran semillas y follaje que les brindan mayor calidad y cantidad de nutrientes, además de protegerlos de potenciales depredadores (Figura 4). En el caso de los omnívoros, las especies presentes se ubican en la mayor cantidad de coberturas posibles y son más tolerantes de la presencia humana (Figura 5). Los depredadores (felinos), al ser especies oportunistas, posiblemente

buscan presas entre las especies de los dos gremios anteriores, sin embargo



Figuras 3, 4 y 5. Distribución del índice de abundancia de huellas y observaciones por tipo de cobertura para los gremios felinos, herbívoros y omnívoros dentro de la RFGD. Bosque Primario (BP), Melina (M), Bosque Secundario (BS) y Pastos mas Agricultura (PyA) en la Península de Osa.

Cuadro 2. Especies de mamíferos señaladas en la literatura como presas para las cinco especies de felinos halladas con base en la evidencia de sus huellas y observaciones directas, dentro de la RFGD y en el PNPB. Las especies reportadas corresponden a la primera y segunda opción en biomasa y energía para los felinos en América Central y Brasil.

<i>Panthera onca</i>	<i>Puma concolor</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Leopardus wiedii</i>	<i>Herpailurus yaguarondi</i>
Primera opción*				
<i>Tayassu pecari</i>	<i>Alouatta palliata</i>	<i>Didelphis marsupialis</i>	<i>Cebus capucinus</i>	<i>Dasybus novemcinctus</i>
<i>Mazama americana</i>	<i>Cebus capucinus</i>	<i>Marmosa mexicana</i>		
<i>Pecari tajacu</i>	<i>Mazama americana</i>	<i>Dasyprocta punctata</i>		
<i>Nasua narica</i>				
<i>Agouti paca</i>				
<i>Tamandua mexicana</i>				
Segunda opción*				
<i>Alouatta palliata</i>	<i>Agouti paca</i>	<i>Tamandua mexicana</i>	<i>Didelphis marsupialis</i>	
<i>Cebus capucinus</i>	<i>Dasyprocta punctata</i>	<i>Dasybus novemcinctus</i>	<i>Agouti paca</i>	
<i>Dasyprocta punctata</i>	<i>Didelphis marsupialis</i>	<i>Alouatta palliata</i>		
<i>Dasybus novemcinctus</i>				
<i>Tapirus bairdii</i>				

*Fuente: Rabinowitz y Nothinghan (1986), Aranda (1990), Chinchilla (1994).

triz que rodea al bosque, carreteras y poblados) para el desplazamiento. La matriz circundante está compuesta por charrales, pasto para ganado y en algunos casos cultivos agrícolas, lo que obligaría a los felinos grandes, por las características de su comportamiento, a alejarse de estos sitios.

Por la presencia de esta matriz, para los felinos los conflictos se potencian cuando los herbívoros (fuente principal de su dieta) son cazados por el competidor humano (observación personal), y dentro del territorio de caza se encuentra el ganado, que puede llegar a ser una buena opción en biomasa y energía para un depredador oportunista. En general las especies más tolerantes a los impactos antrópicos se vieron en la carretera principal y las menos tolerantes en la secundaria; esto hace pensar que los grandes felinos utilizan la carretera secundaria y ocasionalmente la principal en sus desplazamientos.

Mapas de calidad de hábitat

Los mapas mostraron que las áreas de hábitat de excelente y buena calidad, disponibles en la RFGD, son más reducidas para las especies *P. onca* y *P. concolor*, y sus áreas de conflicto más amplias (barreras), comparadas con la disponibilidad de hábitats de la misma calidad para *L. pardalis* y *H. yaguarondi*. Esto especialmente obliga a los felinos, especialmente los grandes (*P. onca* y *P. concolor*), a moverse en ambientes demasiado alterados (Drake, San Juan, Sierpe Térraba, para jaguar y El Tajo para puma).

Las áreas críticas detectadas para todas las especies de felinos y quizá para otras especies de fauna relacionadas con ellos fueron: el sector norte del PNC, el sector de San Juan, el sector de Mogos y el frente que comunica al PNPB con la RFGD (Áreas claras. La información recolectada sobre las especies del área de estudio fue clave como insumo para la propuesta metodológica que tuvo como objetivo la generación de los mapas de calidad

de hábitat y las rutas de bajo costo (menores riesgos para la fauna). Como consecuencia de la disminución gradual de la calidad de hábitat, el módulo (least cost path Arc View) trató de buscar la ruta más rápida y económica para el desplazamiento del animal entre las dos áreas protegidas. El menor costo fue representado por los sitios o celdas donde se diagramó una ruta entre las condiciones de mejor calidad (5 y 4), lo cual significó que a medida que ésta fue disminuyendo (aumento de barreras al movimiento; desde 3 hasta 1) bajaron las posibilidades de que el animal se moviera (Figura 2). Al asignar los buffers o anchos mínimos, que son considerados aquí como áreas de exclusión para proteger la integridad del corredor o de la conexión y garantizar un gradiente de hábitat para animales grandes, aumentó el conflicto para los sectores mencionados (Figura 2). Las carreteras, principal (tramo Chacarita, Rincón) y secundaria (tramo Banegas, Drake), fragmentan a la RFGD, situación que complica el paso de animales por ellas; en los mapas se puede observar que estas zonas aparecen en la categoría de alto conflicto en los mapas (áreas claras o de baja calidad).

Conclusiones

■ Se reporta la presencia de una red trófica completa para la RFGD e incompleta para el PNPB. En el PNPB no se reportaron especies de felinos, es probable que tengan dificultades para moverse desde el PNC hacia el PNPB vía RFGD.

■ Los indicadores de calidad empleados son útiles para la evaluación de requerimientos mínimos de hábitat. En los análisis se encontraron tendencias de los animales (índices de abundancia relativa) a ubicarse en áreas de bosque con ciertas características (como cobertura de Bosque Primario), o bien llenaban algunas condiciones (cercanía a cuerpos de agua y lejanía a centros de población). La fauna dentro de RFGD no se distribuyó aleatoriamente.

■ Este análisis preliminar de la disponibilidad de hábitat para cada especie reflejó que existen grados de impacto negativo mayores para los felinos grandes en comparación con

Cuadro 3. Valores de Chi cuadrado, bondad de ajuste, contra las distribuciones esperadas o generadas aleatoriamente en el área de estudio (X^2 0.005). Cobertura, poblados, ríos, vías y pendiente corresponden a los indicadores utilizados en el análisis de distribución de frecuencias, por especie de felino.

Especie	Cobertura(gl)	Poblados (gl)	Ríos (gl)	Vías (gl)	Pendiente (gl)
<i>P. onca</i>	44,649 (3)	58,510 (9)	110,688 (9)	77,183 (9)	130,079 (9)
<i>P. concolor</i>	27,320 (3)	84,894 (9)	37,851 (9)	54,211 (9)	28,286 (9)
<i>L. pardalis</i>	30,785 (4)	79,233 (9)	36,220 (9)	60,799 (9)	39,389 (9)
<i>H. yaguarondi</i>	27,419 (4)	46,758 (9)	196,751 (9)	128,698 (9)	36,779 (9)

los medianos y pequeños. Estos felinos se ven principalmente afectados en sus desplazamientos, dentro del área de la RFGD, debido a impactos negativos producidos por actividades humanas. Están siendo confinados a moverse por zonas marginales y por esta razón, existe el riesgo de que aumenten los conflictos entre la fauna y los pobladores de la RFGD.

■ Tomando en consideración la calidad de los hábitats disponibles se identificaron las zonas del norte del PNC, de San Juan, Mogos y la entrada al PNPB desde la RFGD, como las más críticas para la funcionalidad de un corredor. Las carreteras (principal y secundaria) son fuertes barreras al movimiento de la fauna.

■ Establecer o permitir conectividad, mediante las rutas propuestas, contribuiría al aumento de los actuales tamaños de las áreas protegidas, que pa-

ra el caso de Osa son menores de lo que se esperaría para mantener a las poblaciones viables de mamíferos carnívoros grandes (Robinson 1996).

Recomendaciones para el manejo de la fauna en la RFGD y zonas adyacentes

■ Para considerar la funcionalidad de este corredor las zonas de la reserva que formen parte deben tener un mosaico de hábitats disponibles de un ancho mínimo de 1 km, para las especies aquí mencionadas.

■ Si es considerado un corredor o corredores para favorecer a las especies de felinos, y otras especies relacionadas con ellos dentro de la RFGD, es perentorio que éste sea único y exclusivamente para protección; ello implicaría la necesidad de modificar categorías de manejo dentro de su área de influencia; de esta forma se garantizaría su funcionalidad. El área del corre-

dor debería entrar en las prioridades del Sistema Nacional de Areas de Conservación (SINAC) para pago por servicios ambientales.

■ La actual propuesta puede servir como un complemento al plan de ordenamiento territorial de la Península de Osa. Con ella es posible identificar dónde los hábitats de buena calidad para la fauna entran en conflicto con usos inadecuados de la tierra. 🌳

Germán Jiménez

Máster en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad
Unidad de Ecología y Sistemática
Pontificia Universidad Javeriana
Bogotá D.C. Colombia
Tel: (571) 3 20 83 20 Ext 4078
gljr65@hotmail.com

Literatura citada

- Aranda, JM. 1990. El jaguar (*Panthera onca*) en la reserva de Calakmul, México: morfometría, hábitos alimentarios y densidad de población. Tesis de Maestría. Heredia, Costa Rica, Universidad Nacional de Costa Rica. 93 p.
- Barrantes, G; Jiménez, Q; Lobo, J; Maldonado, T; Quesada, M; Quesada, R. 1999. Evaluación de los planes de manejo forestal autorizados en el período 1997-1999 en la Península de Osa, cumplimiento de normas técnicas, ambientales e impacto sobre el bosque natural. INFORME para FUNDACION CECROPIA. 96 p.
- Beier, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7: 94-108.
- Bennet, AF. 1998. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Switzerland, IUCN. 254 p.
- Carrillo, E; Wong, G; Cuarón, A.D. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14(6): 1580-1591.
- Chiarello, AG. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82
- Chinchilla, FA. 1994. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*), el manigordo (*Felis pardalis*) (carnívora, felidae) y dos métodos de evaluación de su abundancia relativa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de Maestría. Heredia, Costa Rica, Universidad Nacional de Costa Rica. 24 p.
- Emmons, LH; Sherman, P; Bolster, D; Goldizen; Terborgh, J. 1989. Ocelot behavior in moonlight. In Redford, KH; Eisenberg, JF. eds. *Advances in Neotropical Mammalogy*. Gainesville, Florida, The Sandhill Crane Press. p. 233-242.
- Forman. RTT. 1995. Corridor attributes, roads and powerlines. In *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, UK, Cambridge University Press. p. 145-176.
- Litvaitis, JA; Titus, K; Anderson, EM. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. In Bookhout, Th.A. ed. *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. Bethesda, Maryland, The Wildlife Society. p. 254-274.
- Maldonado, T. 1997. Uso de la tierra y fragmentación de bosques: algunas áreas críticas en el área de conservación OSA, Costa Rica. Fundación Neotropical, Centro de Estudios Ambientales y Políticas. 71 p.
- Noss, RF. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1:159-164.
- Ortega-Huerta, MA; Medley, KE. 1999. Landscape analysis of jaguar (*Panthera onca*) habitat using sighting records in the Sierra de Tamaulipas, Mexico. *Environmental Conservation* 26 (4): 257-269
- Rabinowitz, AR; Nothingham, BG. 1986. Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210: 149-159.
- Robinson, JG. 1996. Hunting wildlife in forest patches: An ephemeral resource. In Schelhas, J; Greenberg, R. eds. *Forest patches in tropical landscapes*. Washington, D.C. Island Press. p. 111-130.
- Schaller, GB; Crawshaw, PG. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 12: 161-168.
- Smallwood, KS; Fitzhugh, EL. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation* 71: 251-259.
- Soto, R. 1992. Programa Boscosa evaluación ecológica rápida Península de Osa, Costa Rica. FUNDACIÓN NEOTRÓPICA/Fondo Mundial para la Conservación de la Naturaleza. 263 p.
- Sunquist, ME; Sunquist, FC. 1996. Ecological constraints on predation by large felids. In Gittleman, J. ed. *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Ithaca, New York, Cornell University Press. no. 1 p. 283-301.
- Tutin, CEG; White, LJT; Mackanga-Missandzou, A. 1997. The use by rain forest mammals of natural forest fragments in equatorial African savanna. *Conservation Biology* 11 (5): 1190-1203.
- UICN/SSC (The World Conservation Union/Status Survey and Conservation Action Plan). 1996. Status survey and conservation action plan: Wild cats. Nowell, K; Jackson, P. (eds) 382 p.
- Witmer, G; Rodríguez, M; Vaughan, C. 1993. Aspects of felid predator control and conservation in Costa Rica. In *First International Wildlife Management Congress*, San José, Costa Rica. *Felid Conservation*. p. 398-401.

Regeneración temprana de *Dipteryx panamensis* y *Carapa guianensis*

en tres bosques fragmentados de la Zona Norte de Costa Rica

Gabriela Jones Román

La composición de las comunidades de mamíferos podría influir en la regeneración de los bosques fragmentados. La relación planta-animal debería ser contemplada en las estrategias de manejo forestal sostenible.

RESUMEN

En esta investigación se evaluó la herbivoría (consumo de materia vegetal por parte de animales) de mamíferos en plántulas de dos especies forestales mediante ensayos de exclusión; el área de estudio correspondió a los bosques de Sarapiquí, ubicados en la zona Norte de Costa Rica.

Los bosques estudiados estaban bajo manejo forestal y fueron propensos a la incidencia de la cacería; en la Estación Biológica La Selva se ubicó al bosque control, único bosque continuo de gran tamaño protegido de la cacería.

La Selva, a pesar de tener una composición de herbívoros más compleja, no presentó la mayor mortalidad de plántulas. Probablemente, los carnívoros mantienen las poblaciones de herbívoros controladas, o bien la disponibilidad de recursos alimentarios fue mayor y la presión por las plántulas no resultó tan fuerte.

En ambas especies, las semillas adheridas a las plántulas movilizaron a los herbívoros, pero esta preferencia no provocó mayor mortalidad de plántulas con semilla.

La supervivencia de plántulas de ambas especies experimentan alteraciones en los bosques fragmentados; por tanto, el efecto de los mamíferos no debería subestimarse. La mayor mortalidad de plántulas de *C. guianensis* por el ataque de los mamíferos sugiere que existe una mayor presión sobre esta especie. La interacción planta-herbívoro debería tomarse en cuenta en las estrategias de manejo y conservación de dichas especies, así como la conservación de mamíferos depredadores a través de estrategias de conectividad de estos remanentes boscosos.

Palabras clave: Bosque fragmentado; *Dipteryx panamensis*; *Carapa guianensis*; manejo forestal; herbivoría; relaciones planta animal; regeneración; Costa Rica.

SUMMARY

Early regeneration of *Dipteryx panamensis* and *Carapa guianensis* in there fragmented forest of the Northern zone of Costa Rica. In four forests of Sarapiquí, in the northern zone of Costa Rica, mammals' impact on seedlings survival of *Dipteryx panamensis* and *Carapa guianensis* was evaluated under two exclusion treatments. Starke, Rojomaca and Paniagua are forest fragments selectively logged and prone to hunting. On the contrary, the Biological Station La Selva is the last connected and protected forest from hunting in the zone. Results indicate that La Selva, besides its complex mammal community did not show higher seedling mortality than the forest patches. Most likely, carnivore species control herbivorous populations, or there may be a higher availability of food resources, releasing pressure on seedlings. Seeds bound to seedlings of both species were more attractive to mammals, but this preference did not produce a high seedling mortality, especially in the case of *C. guianensis*. High seedling mortality, presumably caused by mammals, suggests that herbivorous can exert a strong pressure on timber specie. In short seedling survival of large-seed species is undergoing some changes in fragmented forests, and the effect of mammals should not be underestimated. In conclusion, it seems reasonable to include some considerations about plant-herbivore interaction in management and conservation strategies for the studied species. Additionally, connectivity among forest patches could be a key action in order to maintain populations of herbivorous predators.

Keywords: Fragmented forest; *Dipteryx panamensis*; *Carapa guianensis*; management forest; herbivore; plant animal relation; regeneration; Costa Rica.

El efecto de los mamíferos herbívoros y granívoros (que comen semillas) en la regeneración del bosque ha sido estudiado en los bosques tropicales. De Steven y Putz (1984) y Sork (1987) compararon en Panamá el grado de herbivoría de dos especies de plántulas con semillas grandes, en dos sitios con composiciones de fauna diferente y encontraron desigualdades contrastantes en la regeneración temprana. Estos autores observaron que la supervivencia de plántulas fue mayor en las localidades donde la cacería había disminuido especies de mamíferos herbívoros y frugívoros (que comen frutas). La mortalidad de las plántulas de ambas especies fue mayor en el tratamiento de no-exclusión de mamíferos en la Isla Barro Colorado debido a una mayor abundancia de granívoros y herbívoros en comparación con otras localidades. En México, Dirzo y Miranda (1991) comprobaron en dos bosques, con composiciones faunísticas opuestas, que la extirpación de las comunidades de mamíferos podría influir en la densidad y diversidad de plántulas. Se encontró que el bosque Montes Azules, un sitio de composición intacta, tuvo una diversidad de plántulas casi tres veces mayor que el bosque de Los Tuxtlas, lugar donde los cazadores redujeron las poblaciones de tepezcuintles (*Agouti paca*) y guatusas (*Dasyprocta punctata*), y exterminaron dantas (*Tapirus bairdii*), cabros de monte (*Mazama americana*) y venados (*Odocoileus virginianus*), entre otros. Asimismo, Los Tuxtlas tuvo densidades de plántulas 2,3 veces mayores que en Montes Azules, lo que indica diferentes grados de regeneración en ambos bosques.

Aunado a la defaunación de los bosques, se ha comprobado que la fragmentación está incidiendo en la regeneración vegetal (Benitez-Malvido 1998; Laurance *et al.* 1998), pero pocos estudios han evaluado la regeneración de árboles en bosques fragmentados que podrían estar defaunados y que a la vez son aprovechados. Generalmente, la fragmentación de los bosques conlleva un aumento en la cacería de ciertas especies de aves y mamíferos dispersores y depredado-

res de semillas debido a la apertura de vías de acceso y al establecimiento de poblaciones humanas en las cercanías del bosque. Tal fenómeno, en conjunto con la pérdida de hábitat, representa una amenaza para las poblaciones de estos animales, y por ende podría afectar los procesos en que estos interactúan.

Esta investigación buscó establecer si el éxito de regeneración de plántulas es un proceso que está siendo alterado en los bosques fragmentados. Para esto, se evaluó la supervivencia de plántulas de dos especies maderables *Carapa guianensis* y *Dipteryx panamensis* que poseen semillas grandes en cuatro sitios del paisaje de la zona Norte de Costa Rica (un bosque continuo y tres fragmentos de bosque). Se esperaba que los bosques fragmentados, debido a la pérdida de hábitat y el efecto de la cacería, tuvieran una composición faunística menos compleja y por tanto con menor herbivoría. Por otra parte, se creía que las plántulas de ambas especies con semilla adherida fueran las más depredadas que las sin semilla.

Materiales y métodos

La investigación se realizó en tres bosques fragmentados bajo manejo forestal, Rojomaca (117 ha), Paniagua (142 ha) y Starke (300 ha) así co-

mo en el Anexo Sarapiquí del bosque primario intervenido de la Estación Biológica La Selva (1536 ha). Todos ubicados en Sarapiquí, Provincia de Heredia, Costa Rica (Figura 1).

La selección de los bosques fragmentados se fundamentó en la presencia simultánea de las dos especies de estudio. Se seleccionaron debido a: 1) su importancia en la biodiversidad de la Zona Norte, ya que sus frutos son consumidos por varias especies de fauna, 2) el tamaño de sus semillas que las hace susceptibles a la herbivoría por mamíferos y 3) la preferencia por el mercado, dada la calidad y dureza de sus maderas.

Experimento del trasplante de plántulas

El diseño de campo del experimento para *D. panamensis* en cada bosque consistió de 15 repeticiones con 32 plántulas cada una. La mitad de las plántulas de cada repetición (16) tenía los cotiledones adheridos (en adelante semilla) mientras que a la mitad restante se le cercenaron. El total de las plántulas con y sin semilla de cada repetición (32) se sometieron a la incidencia de dos condiciones de exclusión: 16 plántulas bajo exclusión de mamíferos (con jaula) y 16 bajo no exclusión (sin jaula). Para *C. guianensis* se utilizó el mismo diseño pero con 10

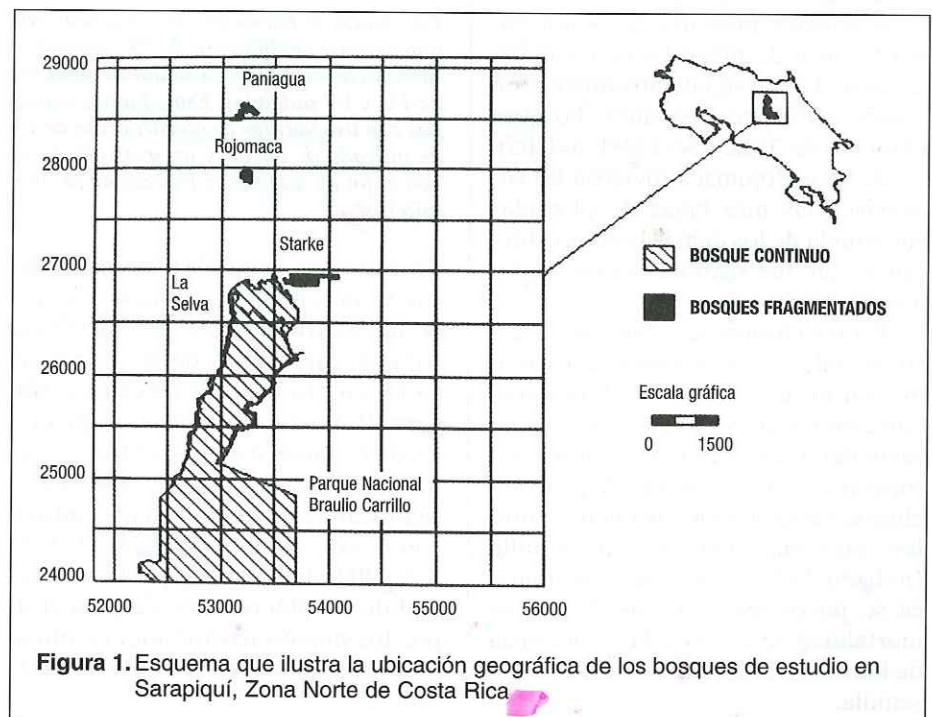


Figura 1. Esquema que ilustra la ubicación geográfica de los bosques de estudio en Sarapiquí, Zona Norte de Costa Rica

repeticiones de 28 plántulas cada una. Es decir, en cada repetición 14 plántulas tenían las semillas adheridas y 14 no las tenían. De la misma manera 14 plántulas estuvieron protegidas de la incidencia de los mamíferos (bajo exclusión) mientras que las otras 14 estuvieron bajo la influencia de los mamíferos (no exclusión).

El experimento se realizó con la época de fructificación de cada especie y durante un período de 10 semanas para *D. panamensis* y de cinco para *C. guianensis*. Mediante conteos semanales se determinó el número de plántulas supervivientes, empezando a contar al día siguiente del transplante en cada bosque. Los datos de supervivencia se analizaron mediante ANDEVAS de dos vías que evaluaron variaciones entre a) bosques, b) tratamientos de exclusión; y c) tipos de plántulas (con y sin semilla). Se utilizó un nivel de significancia del 5%. Mayor información en Jones-Román 2000.

Resultados

La supervivencia de las plántulas con y sin semilla de *D. panamensis* presentaron diferencias significativas entre los bosques ($F=14,43$, $gl=3/119$, $p<0,05$; $F=3,98$, $gl=1/119$, $p<0,05$), pero no entre los tratamientos de exclusión ($F=2,52$, $gl=1/119$, $p=0,1150$; $F=0,11$, $gl=1/119$, $p=0,7401$).

Rojomaca presentó la menor supervivencia de plántulas con semilla, la cual difirió significativamente en comparación con los otros bosques (Prueba de Tukey $w=17,90$, $a=0,05$). La Selva y Rojomaca tuvieron las supervivencias más bajas de plántulas sin semilla de los demás bosques, diferencia que fue significativa ($w=16,18$; $a=0,05$) (Figura 2).

En conclusión, las plántulas con y sin semilla de *D. panamensis* experimentaron una mortalidad desigual entre los bosques y ningún efecto aparente del tratamiento de exclusión. La supervivencia de plántulas bajo no exclusión varió significativamente entre las plántulas con y sin semilla ($p<0,05$). Solo en el caso de Rojomaca se puede asegurar que la mayor mortalidad se debió a la preferencia de los mamíferos por las plántulas con semilla.

En el caso de *C. guianensis* la supervivencia de las plántulas con y sin semilla fue significativamente diferente al comparar sitios ($p<0,01$; $p<0,01$) y tratamientos de exclusión ($p<0,01$; $p<0,05$). Starke y La Selva tuvieron las supervivencias más bajas de plántulas con semilla ($w=16,61$, $a=0,05$) y sin semilla ($w=17,11$, $a=0,05$) en el tratamiento de no exclusión. La mayoría de las plántulas con semilla en Starke, La Selva y Rojomaca no tenían las semillas adheridas a las dos semanas de evaluación.

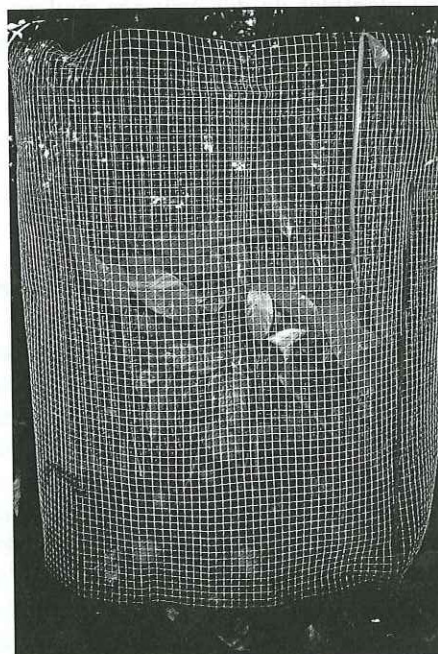


Foto: Gabriela Jones.

Las jaulas o encierros de exclusión con una altura y un diámetro de 70 centímetros fueron construidos con malla de alambre de 1/2 x 1/2 pulgadas. Estas fueron sujetadas con tres varillas de construcción de 1/4 de pulgada de ancho y un metro de largo con el fin de impedir el ingreso de los mamíferos.

En términos generales, las plántulas con y sin semilla de *C. guianensis* experimentaron una mayor mortalidad bajo el tratamiento de no exclusión en los cuatro bosques de estudio (Figura 4). La supervivencia de plántulas de *C. guianensis* bajo el tratamiento de no exclusión no varió significativamente entre las plántulas con y sin semilla ($F=2,22$, $gl=1/79$, $p=0,1402$). Esto indica que la mortalidad de las plántulas de *C. guianensis* por los mamíferos fue independiente de su condición de poseer o no la semilla.

Discusión

La hipótesis de una mayor mortalidad de plántulas de ambas especies producto de la incidencia de mamíferos en el bosque continuo no se comprobó. No obstante, La Selva se ubicó entre los dos bosques que presentaron los mayores porcentajes de mortalidad de plántulas en ambas especies lo que podría ser el resultado de una composición faunística más compleja. De acuerdo con Jones-Román (2000) la composición de la mastofauna de La Selva evidencia que todos los gremios tróficos o alimenticios están presentes, por lo que la relación ecológica presa-depredador debe estar operando en este bosque. Muy probablemente, las poblaciones de herbívoros son controladas por los depredadores y esto se refleja en la abundancia de plántulas en el bosque. Es así como, Clark y Clark (1987) encontraron que la densidad de plántulas de *D. panamensis* en La Selva con diámetros menores a 5 mm es alta (más de 100 individuos/hectárea) en comparación con otros bosques, como es el caso de Barro Colorado que posee bajas densidades de depredadores y alta abundancia de herbívoros y granívoros medianos. La densidad de plántulas de *D. panamensis* en La Selva es similar a la encontrada por De Steven y Putz (1984) en varias localidades de Panamá con poblaciones de herbívoros reducidas, producto de la cacería.

La mortalidad de las plántulas observada en los fragmentos y los avistamientos de mamíferos realizados (Jones-Román 2000) indican que estos bosques aún son el hábitat de mamíferos de pequeño y mediano tamaño, entre los cuales se incluyen varias especies herbívoras. Cabe destacar que los tres fragmentos de este estudio son mayores a 100 ha característica que probablemente influye en la composición de especies observadas. Starke y Rojomaca fueron los fragmentos con las mayores mortalidades de plántulas de *D. panamensis* y *C. guianensis* (respectivamente), debido a una mayor actividad de los mamíferos en la mayoría de grupos de plántulas bajo el tratamiento de no exclusión. En el caso de Starke su gran tamaño (aprox. 300 ha) y su cercanía con La

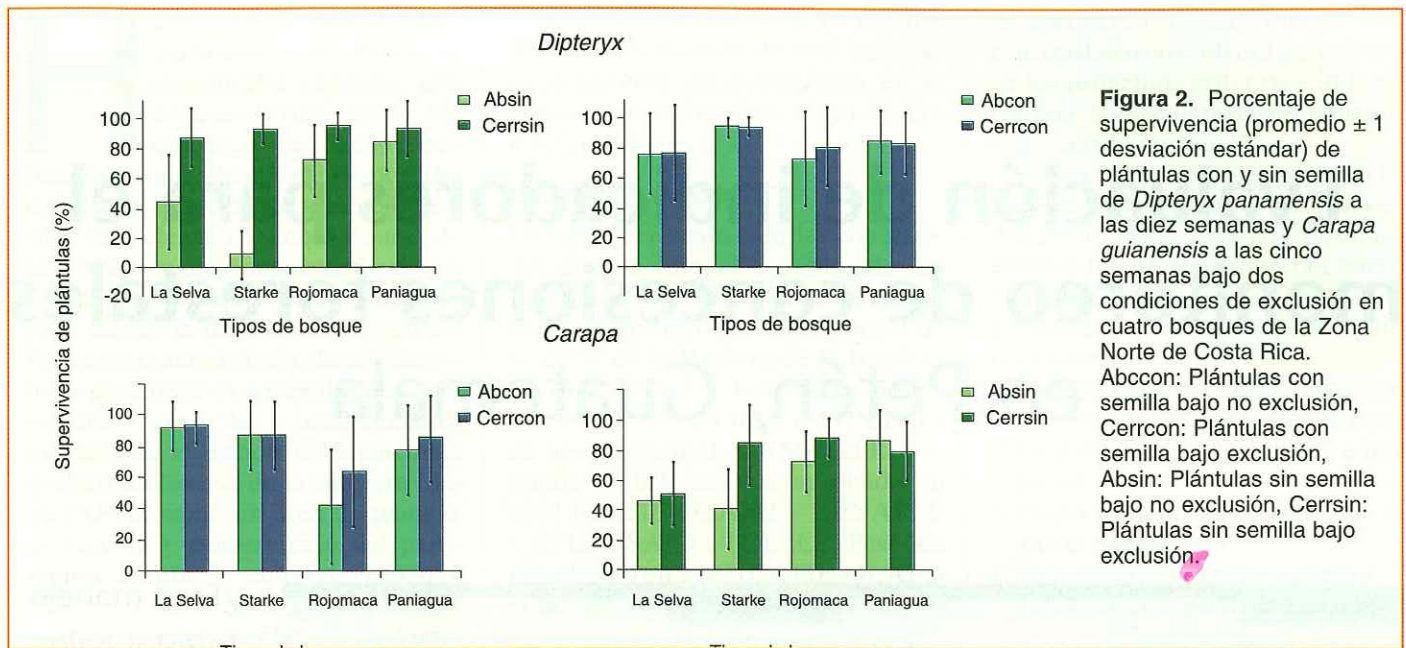


Figura 2. Porcentaje de supervivencia (promedio \pm 1 desviación estándar) de plántulas con y sin semilla de *Dipteryx panamensis* a las diez semanas y *Carapa guianensis* a las cinco semanas bajo dos condiciones de exclusión en cuatro bosques de la Zona Norte de Costa Rica. Abcon: Plántulas con semilla bajo no exclusión, Cerrcon: Plántulas con semilla bajo exclusión, Absin: Plántulas sin semilla bajo no exclusión, Cerrsin: Plántulas sin semilla bajo exclusión.

Selva (1 kilómetro) podrían ser los factores que todavía le permiten tener especies de mamíferos de alto potencial en la regeneración de especies arbóreas de semilla grande. Por otro lado, tanto Starke como Rojomaca poseen pantanos permanentes y bosque que se inunda en ciertas épocas del año, estos sitios podrían ser el refugio de varias especies de animales de pequeño y mediano tamaño. Por otra parte, en entrevistas informales algunos pobladores manifestaron, principalmente en el caso de Rojomaca, que no hay cacería en este bosque porque ya no hay ninguna especie de interés. Estas percepciones podrían estar disminuyendo la presión de cacería de ciertos mamíferos y en consecuencia se podría estar favoreciendo la recuperación de varias poblaciones.

La idea de observar una mayor mortalidad de plántulas con semilla a consecuencia del ataque de mamíferos se cumplió para *D. panamensis* pero no para *C. guianensis*. *Dipteryx*, a pesar de experimentar una menor

mortalidad total debido a los mamíferos evidenció en el bosque de Rojomaca que la presencia de los cotiledones fue el atractivo que incidió en una mayor mortalidad. A pesar de que la mortalidad de plántulas con semilla de *Carapa* no fue mayor que en plántulas sin semilla, hubo evidencia de la preferencia de los mamíferos por la semilla de esta especie. Todas las semillas de las plántulas que estaban en La Selva, Starke y Rojomaca fueron removidas a las dos semanas de evaluación. Otro factor que demuestra la preferencia por las semillas es que en todas las ocasiones en que fueron escarbadas las plántulas sin semillas no hubo daño foliar.

Los resultados obtenidos y las observaciones de mamíferos en los cuatro bosques (Jones-Román 2000) evidencian que la supervivencia de las plántulas de *D. panamensis* y de *C. guianensis* están bajo la presión de mamíferos herbívoros. Por otra parte, cabe destacar que “la herbivoría arrasadora” observada para *Dipteryx* en Rojomaca y

para *Carapa* en Starke puede ser un indicativo de altas abundancias de ciertas especies de mamíferos debido a la carencia o escasez de depredadores en estos bosques, o bien puede deberse a la baja abundancia de recursos alimentarios en los fragmentos.

En conclusión, las estrategias que promuevan la conectividad entre los fragmentos de bosque deberían de ser contempladas si se desea mantener las poblaciones de especies forestales y de fauna asociadas con éstas. La conservación de todos los gremios tróficos de mamíferos en los bosques podría ser una garantía que el efecto de los herbívoros sobre la regeneración temprana no sea un proceso pernicioso sino más bien sólo un proceso ecológico que influya en la diversidad del bosque.

Gabriela Jones Román
 Máster en Manejo y Conservación de
 Bosques Tropicales y Biodiversidad
 dipteryxcr@yahoo.com

Bibliografía citada

Benítez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12(2):380-389.

Clark, DB; Clark, D.A. 1987. Population ecology and microhabitat distribution of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rain forest emergent tree. *Biotropica* 19(3): 236-244.

De Steven, D; Putz, F.E. 1984. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. *Oikos* 43: 207-216

Dirzo, R.; Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a cause of possible consequences of contemporary defaunation. In Price, P.W.; Lewinshon, T.M.; Fernandes, G.W.; Benson, W.W. eds. *Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical Temperate Regions*. New York. WILEY. p. 273-287.

Jones-Román, G. 2000. Regeneración temprana de dos especies de semilla grande en bosques fragmentados de la Zona Norte de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 50 p.

Laurance, W; Ferreira, L; Rankin-de Merona, J; Laurance, S; Hutchings, R; Lovejoy, T. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12(2): 460-464.

Sork, V.L. 1987. Effects of predation and light on seedling establishment in *Gustavia superba*. *Ecology* 68: 1341-1350.

Evaluación de indicadores para el monitoreo de concesiones forestales en Petén, Guatemala

RESUMEN

En este estudio se sometió a evaluación un conjunto de principios (P), criterios, (C) e indicadores (I) desarrollados para monitorear y evaluar el desempeño de concesiones forestales, en Petén, Guatemala.

La evaluación consistió en someter el estándar a tres filtros, una evaluación de importancia relativa y consultas públicas con los diferentes sectores involucrados en la administración de las concesiones.

En el filtro 1 se revisaron redundancias, inconsistencias en la redacción, incoherencias en la ubicación de los parámetros y vacíos. En este filtro participaron 22 actores involucrados en la administración de las concesiones. En el filtro 2 se efectuó una evaluación de gabinete de los parámetros con base en cuatro atributos, mientras que el filtro 3 consistió en una evaluación de campo en cuatro concesiones certificadas, con base en seis atributos. En dichos filtros participaron dos biólogos, dos forestales, dos economistas y dos sociólogos.

El estándar resultante fue sometido a consulta con comunidades, industrias, ONG e instituciones estatales. La última evaluación consistió en asignar un peso relativo a cada parámetro por medio de rangos y porcentajes. El estándar final se redujo un 40% comparado con el original y contiene criterios e indicadores prácticos y funcionales que permiten ejecutar el monitoreo y evaluación de las concesiones forestales.

Palabras clave: Concesiones forestales; monitoreo; evaluación; manejo forestal; sostenibilidad; Reserva de la Biósfera Maya; Guatemala.

SUMMARY

This study aims to evaluate a set of principles (P), criteria (C) and indicators (I) developed by the National Council of Protected Areas (NCPA) to monitor and assess forest concessions in Petén, Guatemala. The evaluation consisted of three elements: 1) testing the standard under three filters, 2) considering the relative importance of each P,C and I and 3) public consultations with various sectors directly involved in the administration of concession.

22 technical experts from different disciplines participated in Filter 1: *hierarchical analysis*, testing the parameters for overlaps, inconsistency in redaction, incoherence in placement, and gaps. Eight experts (two biologists, two economists, two sociologists and two forest managers) participated in the Filter 2: *office evaluation* and the Filter 3: *field test*, judging the practical and functional value of the P, C and I on the basis of four and six attributes, respectively.

The resulting standard was consulted with communities, industries, NGOs and government institutions. The final evaluation consisted in assigning relative weight to each parameter. The final standard (was simplified 40% in comparison the original) was constructed with practical and functional P, C and I that permit the efficient and objective evaluation of forest concessions.

Keywords: Concessions forest; monitor; evaluation; mangement forest; sustainability; Mayan Biosphere Reserve; Guatemala.

¿Es el manejo forestal bajo concesión una verdadera alternativa para el manejo sostenible de los recursos naturales?

José Román
Carrera
José Joaquín
Campos
Julio Morales
Bastiaan Louman

Hasta 1970 el 98% del Departamento de Petén se encontraba cubierto con bosques (PAFG 1992). Sin embargo, se han venido perdiendo más de 10 000 ha por año debido principalmente a la colonización desordenada, cambio de uso de la tierra y manejo inadecuado de los recursos del bosque. Como estrategia para frenar la deforestación, conservar ecosistemas de importancia nacional y garantizar la sostenibilidad económica de las comunidades extractoras, el estado de Guatemala declaró la Reserva de la Biosfera Maya (RBM) como un área de manejo, protección y conservación del patrimonio natural y cultural (CONAP 1996). La RBM tiene 2.1 millones de hectáreas y fue zonificada de forma tal que permitiera el desarrollo económico sostenible de sus comunidades. La Zona de Usos Múltiples (ZUM), que cuenta con 800 000 ha; fue diseñada para el desarrollo de actividades productivas de bajo impacto como el turismo, investigación y la extracción de productos maderables y no maderables (CONAP 1996).

En 1990 las comunidades ubicadas dentro de la ZUM comenzaron gestiones ante el gobierno de Guatemala para legalizar el uso de los recursos naturales. En 1994, el estado otorgó la primera concesión. En la actualidad la política del Gobierno consiste en co-administrar las áreas protegidas y se decidió que los mejores co-administradores para la ZUM son las comunidades. Bajo esta estrategia innovadora, se ha emprendido un proceso de concesiones que contempla 560 mil hectáreas; sin embargo, todavía existen muchas dudas sobre este proceso. Los representantes estatales y parte de la sociedad guatemalteca se preguntan: ¿es el manejo forestal bajo concesiones una verdadera alternativa para el manejo sostenible de los recursos naturales en la ZUM?

Estos representantes gubernamentales decidieron encontrar la respuesta mediante un estándar de monitoreo y evaluación de las concesiones, creado con base en principios, criterios e indicadores. El estándar fue desarrollado y aprobado en 1999 previo a una evaluación y validación en el campo.

Este artículo contiene los resultados de la evaluación de este estándar de monitoreo de concesiones en la Reserva de la Biosfera Maya de Petén, Guatemala.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en las concesiones de San Miguel La Palotada, La Pasadita, Carmelita, y Río Chanchich, sitios certificado que están dentro de la ZUM de la Reserva de la Biosfera Maya (Figura 1). Las cuatro concesiones abarcan un total de 91 817 ha de bosque natural. San Miguel La Palotada (7 039 ha) fue aprobada en 1994 (CATIE-OLAFO y RENARM/CATIE/USAID 1993). La Pasadita (18 817 ha) en 1997 (CATIE-OLAFO et al. 1995); Carmelita (53 597 ha) en

se aprobaron, eliminaron, modificaron, trasladaron e identificaron vacíos en los principios, criterios e indicadores con base en traslapes, consistencias e incoherencias.

En el filtro 2 participaron dos biólogos, dos sociólogos, dos forestales y dos economistas. Los criterios e indicadores fueron separados por componente, discutidos por los evaluadores y calificados con base en los siguientes atributos:

1. Estrechamente e inequívocamente relacionado a la meta de valoración
2. Fácil de descubrir, registrar e interpretar
3. Proporciona un resumen o una medición integradora
4. Es relevante a la meta superior

En el filtro 3 participaron los ocho

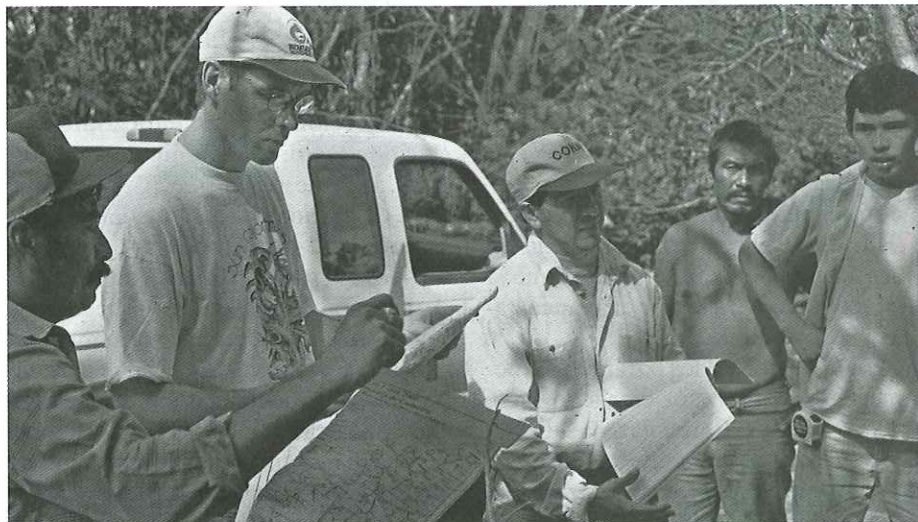


Foto: José Román Carrera.

La evaluación de indicadores requiere el criterio de expertos.

1997 (ProPetén 1996); y Río Chanchich con 13 200 ha en 1997 (NPV 1996).

Para evaluar el estándar de monitoreo se desarrolló una metodología basada en las propuestas de Lammerms van Bueren y Blom (1997), Mendoza y Prabhu (1999) y FESC (1997). La metodología consistió en someter el estándar a tres filtros y una evaluación de peso relativo.

El filtro 1 fue un análisis jerárquico; se evaluó todo el estándar. Este filtro comenzó con un taller de capacitación, participaron 22 expertos del componente social, económico, administrativo, institucional, conservación y producción. Se trató de balancear las diferentes disciplinas. En este filtro

evaluadores. Ellos se dividieron en dos grupos conformados cada uno de un sociólogo, un economista, un forestal y un biólogo. Un grupo se dedicó a la evaluación de los parámetros del componente social, económico y administrativo y el otro grupo a los parámetros del componente ecológico, de producción e institucional, intercambiándose en cada concesión. El coordinador de los cuatro evaluadores siempre fue un profesional afín al componente evaluado. Los parámetros se calificaron con base en seis atributos:

1. **Pertinencia:** los indicadores debían ser apropiados
2. **Medible:** proveer información cuantificable

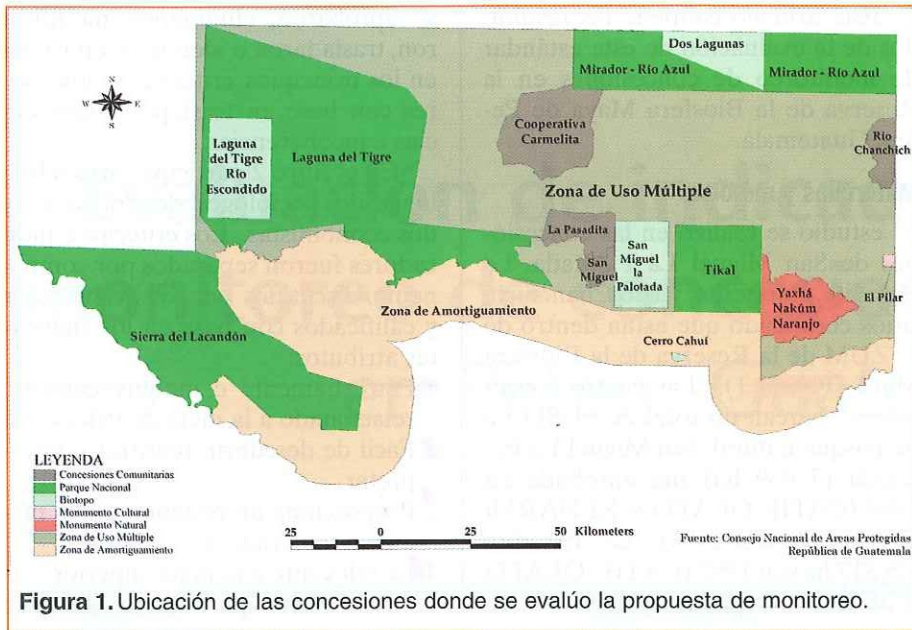


Figura 1. Ubicación de las concesiones donde se evaluó la propuesta de monitoreo.

- 3. **Disponible:** información fácil de detectar y registrar
- 4. **Veraz:** proporcionar información auténtica y leal respecto al propósito para el cual fue creado
- 5. **Integral:** los indicadores no deberán ser redundantes.
- 6. **Eficiente:** el costo de obtener la información no debe ser mayor que la efectividad para medir el avance hacia la sostenibilidad.

En el filtro 2 y 3 los parámetros fueron calificados con una escala de 1 a 5, donde: 1=pobre, 2=regular, 3=satisfactorio, 4=bueno y 5=muy bueno. Los criterios e indicadores de mayor o igual promedio a tres se aprobaron, siempre y cuando no existiera un atributo calificado con 1 en promedio; los de promedio menor a tres se rechazaron.

La evaluación de peso relativo se efectuó por medio de rangos y porcentajes para luego combinar los pesos promedios asignados. Se evaluaron los principios, criterios e indicadores; se ordenaron respecto al nivel superior. Después del primer y tercer filtro se realizó un proceso de consulta con comunidades e industrias. El sector

público y las ONG participaron en el análisis en el filtro 1 y filtro 3.

Selección de las unidades muestrales

Se seleccionaron los indicadores relacionados directamente con el bosque, los que permitieron ser evaluados en el campo y los evaluados en la comunidad o en la oficina. Se desarrolló un protocolo que contiene el principio, el criterio, el indicador, la variable a recolectar, la forma y lugar de recolección, escala espacial y las fechas y o frecuencias. Se escogieron las muestras al azar en cada concesión. En algunos casos la selección de una muestra permitió evaluar más de un indicador. Por ejemplo, en un sitio de tala se evaluó el indicador relacionado con tala dirigida, con desperdicios y con daños a árboles de futura cosecha y especies protegidas. En esta fase el tamaño de la muestra no es tan importante ya que se pretendió que cada evaluador tuviera los elementos necesarios para evaluar el indicador por su practicidad y funcionalidad.

Análisis de resultados

Se realizó un análisis de variancia pa-

ra la evaluación de los criterios y los indicadores en los filtros 2, 3 y la evaluación de peso relativo. En el filtro 2 se calcularon las diferencias entre: los evaluadores, los atributos, y los criterios e indicadores. En el filtro 3 se estimaron las diferencias entre los mismos elementos, incorporando además el factor de concesiones. En la evaluación de peso relativo únicamente se valoraron las diferencias entre evaluadores para rangos y porcentajes y las diferencias entre criterios e indicadores. Se utilizó una prueba Tukey $\mu=0,05$ para los filtros 2 y 3 con el fin de verificar dónde se encontraban las diferencias significativas en los distintos factores.

Resultados y discusión

En el Filtro 1: los principios se redujeron de seis a tres; dos principios pasaron a formar parte de condiciones necesarias (parámetros que atraviesan los principios). De 32 criterios se aceptaron 24, de los cuales se modificaron 19 y se trasladaron 11. Además, se agregaron tres. De los 122 indicadores originales, se aprobaron 74 de los que se modificaron 37 y se trasladaron 30. Además, se agregaron 14.

Los mayores problemas de formulación se encontraron en inconsistencias (redacción no adecuada de los parámetros), seguidos por incoherencias (ubicación de un parámetro bajo un nivel que no le corresponde), vacíos y traslapes (redundancias horizontales y verticales). Sin embargo, los problemas de inconsistencias e incoherencias generalmente condujeron a una modificación o traslado de los elementos, mientras los traslapes en la mayoría de los casos implicaron un rechazo. Se encontró que en el componente administrativo se rechazó mayor número de parámetros (Cuadro 1).

En el filtro 2: evaluación de gabinete aprobados 24 criterios y 74 indicadores. La calificación promedio pa-

Cuadro 1. Resultados de los parámetros por componente en el análisis jerárquico del estándar original.

Componente	Inicial	Traslape	Inconsistencia	Incoherencia	Subtotal	Aceptado	Rechazado	Modificado	Trasladado	Vacío	Subtotal
Conservación	21	6	17	5	28	13	8	10	4	2	24
Socioeconómico	24	3	8	10	21	17	7	6	9	3	25
Producción	32	5	18	10	33	21	11	13	4	8	36
Institucional	27	8	9	13	30	17	10	10	4	0	24
Administrativo	56	10	34	20	64	37	19	21	23	4	67
Totales	160	32	86	58	176	105	55	60	44	17	

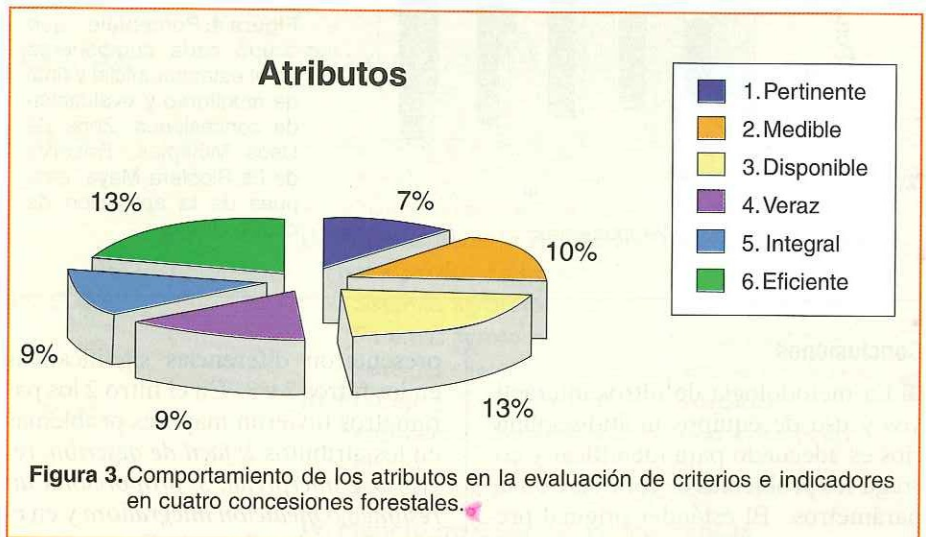
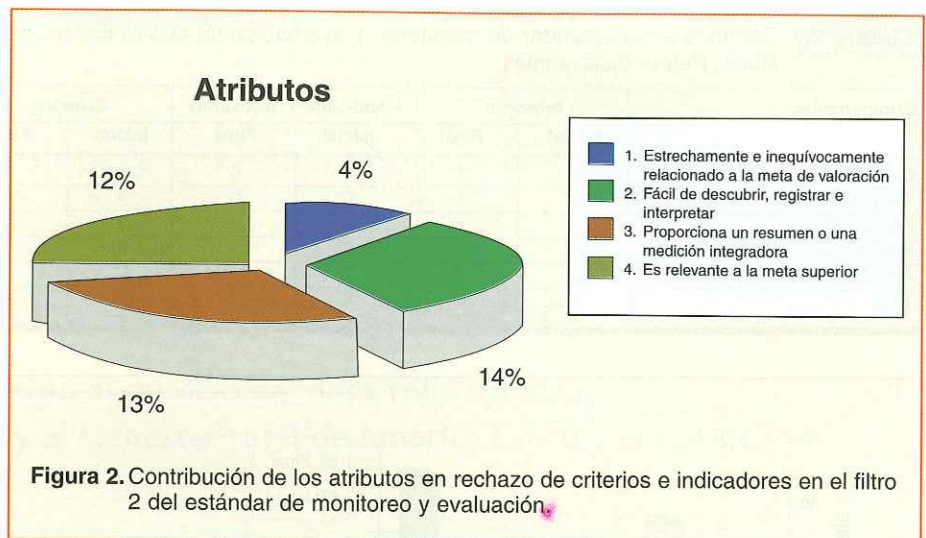
ra los criterios fue de 3,85 $p < 0,0001$), mientras para los indicadores fue de 3,52 $p < 0,0001$). Existieron diferencias significativas en los factores principales y las interacciones ($\alpha = 0,05$). Las diferencias entre evaluadores responde a la lógica que provienen de diferentes disciplinas. Sin embargo, coincidieron que habían parámetros no prácticos y funcionales que obtuvieron promedios por debajo del grado aceptable. Hubo diferencias significativas entre atributos y el atributo 1: *estrecha e inequívocamente relacionado a la meta superior*, aquí fue donde los parámetros tuvieron menores problemas en el desempeño (Figura 2).

En el filtro 3: la evaluación de campo aprobó 23 criterios y 60 indicadores. Se modificaron 17 indicadores de los 60 aprobados y se agregaron siete indicadores y un criterio. La calificación media general para criterios fue de 3,98 ($p < 0,001$), la máxima de 4,73 y la mínima de 3,03; para los indicadores la calificación media general fue de 3,81 ($p < 0,0001$), la máxima de 5,0 y la mínima de 2,16. Hubo diferencias significativas entre atributos y los parámetros que tuvieron menos problemas de calificación en el 1: *pertinente* (Figura 3). Consecuente con lo encontrado por Sandoval (1999) se encuentra que la disponibilidad fue uno de los atributos que menos cumplieron los parámetros.

En la evaluación de peso relativo no se encontró diferencias significativas entre evaluadores en la asignación porcentajes y rangos. Se encontró baja variabilidad en las calificaciones asignadas por los evaluadores.

El estándar final se redujo un 40% comparado con el inicial (Cuadro 2), quedando con 3 principios, 2 condiciones necesarias, 24 criterios y 67 indicadores ordenados de acuerdo a su peso relativo. Al agrupar los parámetros en los seis componentes descritos en la metodología, la propuesta inicial y final se distribuyó de la siguiente manera:

El componente administrativo ocupaba la mayor proporción del estándar inicial. Este componente recibió las mayores modificaciones, de tal forma que ocupó la menor proporción en el estándar final (Figura 4).



A pesar de que se practique tala dirigida siempre se comenten errores por eso se necesita capacitación constante.

Foto: José Román Carrera.

Cuadro 2. Cambios en el estándar de monitoreo y evaluación de cuatro concesiones forestal después de la aplicación de tres filtros, Petén, Guatemala.

Componentes	Principio		Condiciones necesarias		Criterios		Indicadores		Totales	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Conservación	1	1	0	0	4	5	16	12	21	18
Socioeconómico	1	1	0	0	4	6	19	19	24	26
Producción	1	1	0	0	7	5	24	18	32	24
Institucional	1	0	0	1	6	5	20	11	27	17
Administrativo	2	0	0	1	11	3	43	7	56	11
Total	6	3	0	2	32	24	122	67	160	96

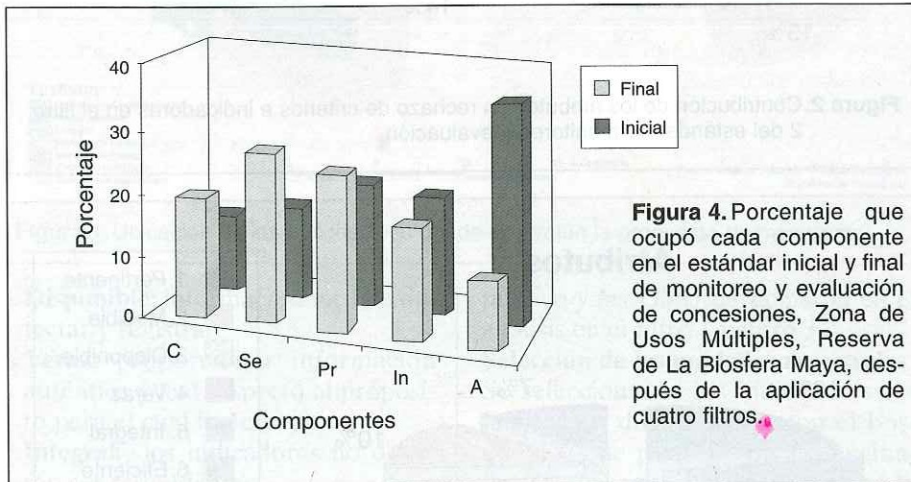


Figura 4. Porcentaje que ocupó cada componente en el estándar inicial y final de monitoreo y evaluación de concesiones, Zona de Usos Múltiples, Reserva de La Biosfera Maya, después de la aplicación de cuatro filtros.

Conclusiones

La metodología de filtros interactivos y uso de equipos multidisciplinares es adecuado para identificar y corregir los problemas de formulación de parámetros. El estándar original presentó problemas de traslapes o redundancias, inconsistencias, incoherencias y vacíos. Esta situación complicó su aplicación debido a confusiones de entendimiento de los parámetros para recolectar los datos y la evaluación. Los atributos utilizados para la calificación de los parámetros deben ser claros y entendibles por el equipo evaluador ya que el juicio del evaluador se basa en dichos atributos. Los atributos

presentaron diferencias significativas en los filtros 2 y 3. En el filtro 2 los parámetros tuvieron mayores problemas en los atributos 2: *fácil de describir, registrar e interpretar*, 3: *proporciona un resumen o medición integradora* y en el filtro 3, en el atributo 6 *eficiente*. Las consultas con los diferentes involucrados (as) en la administración de las concesiones no ocasionaron cambios en el número de parámetros del estándar. Las recomendaciones se enfocaron en su aplicación y en aclarar el significado de los parámetros. Las técnicas de rangos y porcentajes fueron adecuadas para asignar pe-

so relativo a los diferentes parámetros, consecuente con lo encontrado por Mendoza y Prabhu (1999). No se encontraron diferencias significativas entre evaluadores. Existieron diferencias significativas entre los parámetros; sin embargo, un mismo parámetro fue calificado de manera similar por los diferentes evaluadores, lo que originó que los parámetros ocuparan diferente posición dentro del nivel superior.

José Román Carrera
 Master en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad
 Tel: (502) 926-0623 // 926-2505// 926-1043 // 926-0707
 npv@concyt.gob.gt
 pccatie@guate.net

José Joaquín Campos
 CATIE 7170
 jcampos@catie.ac.cr

Julio Morales, Asesor forestal.
 Proyecto CATIE-CONAP
 pccatie@guate.net

Bastian Louman
 CATIE 7170
 blouman@catie.ac.cr

Literatura citada

Consejo Nacional de Areas Protegidas (CONAP). 1996. Plan Maestro de la Reserva de la Biosfera Maya. Guatemala.

Conservación para el Desarrollo Sostenible en América Central (CATIE-OLAFO); Producción de Bosques Naturales (RENARM/CATIE/USAID). 1993. Plan de Manejo Forestal: Unidad de Manejo San Miguel. San Andrés, Petén, Guatemala. 77 p.

Conservación para el Desarrollo Sostenible en América Central (CATIE-OLAFO); Fortalecimiento al Desarrollo Forestal de Petén (FORPETEN/MAGA); Producción de Bosques Naturales (RENARM/CATIE/USAID). 1995. Plan de Manejo Forestal: Unidad de Manejo La Pasadita. San Andrés, Petén, Guatemala. 111 p.

Forest Ecosystem Co-operative (FESC). 1997. Assessment of SFM Indicators. (Borrador).

Fundación Naturaleza para la Vida (NPV). 1996. Plan general de manejo: Unidad de manejo "Río Chanchich". Melchor de Mencos, Petén, Guatemala. 65 p.

Lammerts van Bueren, E.M.; Blom, E. 1997. Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. Netherlands. The Tropenbos Foundation. 82 p.

Mendoza, G.; Prabhu, R. 1999. Multiple criteria decision making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: a case study. Forest Ecology and Management 131: 107-126.

Plan de Acción Forestal para Guatemala (PAFG). 1992. Concesiones a Gran Escala: Caso Guatemala. Guatemala. 46 p.

ProPetén; Conservación Internacional. 1996. Plan de Manejo Integrado de Recursos: Concesión comunitaria de Carmelita. Flores, Petén. 133 p.

Reserva de la Biosfera Maya. 1990. Decreto 5-90. Consejo Nacional de Areas Protegidas. Guatemala. 11 p.

Sandoval, E. 1999. Análisis del comportamiento de la certificación forestal y evaluación de verificadores para el manejo sostenible en Bolivia. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 118 p.

Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación

Escuela de Posgrado

Más de medio siglo al servicio del desarrollo agrícola,
de los recursos naturales y el bienestar rural de América Latina y el Caribe

Doctorado conjunto (Ph.D.) en:

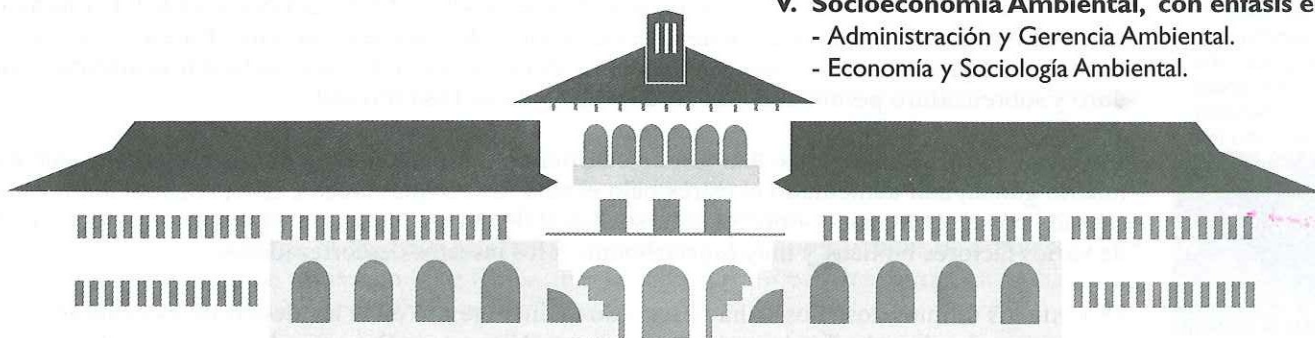
- I. Ciencias Forestales Tropicales**
- II. Agroforestería Tropical**

Universidades asociadas al CATIE:

- Universidad Estatal de Colorado (Fort Collins-EUA)
- Universidad Estatal de Louisiana (EUA)
- Universidad Texas A & M (EUA)
- Universidad de Florida (Gainesville - Florida - EUA)
- Universidad de Freiburg (Alemania)
- Universidad de Gottingen (Alemania)
- Universidad de Gales (Reino Unido)

Maestría (M.Sc.) en:

- I. Agricultura Ecológica, con énfasis en:**
 - Recursos Fitogenéticos y Biotecnología.
 - Manejo Integrado de Plagas.
- II. Agroforestería Tropical, ofrece oportunidad para profundizar en:**
 - Sistemas agroforestales con cultivos perennes;
 - Sistemas agroforestales con cultivos anuales y
 - Sistemas silvopastoriles para pasturas degradados
- III. Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, con énfasis en:**
 - Manejo y Silvicultura de Bosques.
 - Conservación de la Biodiversidad.
- IV. Manejo de Cuencas Hidrográficas**
Proporciona conocimientos y metodologías para la gestión de los recursos hídricos, con un enfoque integrado de los factores biofísicos, socioeconómicos y ambientales.
- V. Socioeconomía Ambiental, con énfasis en:**
 - Administración y Gerencia Ambiental.
 - Economía y Sociología Ambiental.



Producir conservando, conservar produciendo®

Solicite información a:

Escuela de Posgrado / CATIE, 7170, Turrialba, Costa Rica Tel: (506) 556 1016/6431 Fax: (506) 556 0914/1533
E-mail: posgrado@catie.ac.cr http://www.catie.ac.cr

Emergencia regional



Brotos del descortezador del pino en Belice

Jorge E. Macías-Sámano
Earl D. Green
Orlando Sosa
Sergio García
Luko Hilje

Los descortezadores son los insectos más destructivos de los bosques de coníferas en el mundo y representan el segundo factor de mortalidad, después de los incendios. No solo matan árboles, también afectan directamente las diversas actividades realizadas en los bosques, como el aprovechamiento de madera y el ecoturismo, la conservación de refugios y especies endémicas.

Los descortezadores de pinos son pequeños coleópteros, miembros de la familia Scolytidae, la misma de la broca del café. Pertenecen a los géneros *Dendroctonus* e *Ips*, de los cuales el más destructivo en América Central es *Dendroctonus frontalis* (Figura 1). Las principales especies de pino atacadas en el istmo centroamericano son *Pinus oocarpa* y *P. caribaea*.

¿Cómo causa daño el descortezador? La hembra coloniza los árboles de pino donde, después de copular, excava galerías o túneles para depositar sus huevos y al mismo tiempo introduce hongos. Los hongos junto con el insecto impiden la circulación de nutrimentos en el árbol, hasta que muere el pino. Por lo general, los descortezadores tienden a concentrarse en uno o varios árboles, debido a que producen sustancias (feromonas) que los atraen hacia un determinado árbol. Esto explica por qué los focos de infestación se presentan de manera agregada.

La madera afectada por el descortezador adquiere manchas azuladas debido a los hongos introducidos por el insecto, lo cual no afecta su estructura física. Por esto, si los árboles muertos en pie se extraen antes de seis meses, la madera es utilizable pero después de este intervalo la degradación causada por otros insectos y microorganismos es más acelerada y la utilidad de la madera se pierde rápidamente.

Brotos epidémicos

D. frontalis, cuyo ámbito de distribución se extiende desde Carolina del Norte (EE.UU.) hasta el norte de Nicaragua, es un insecto nativo de los bosques de pino de estas zonas. En estos bosques su función ecológica es la de remover, mediante su muerte e inicio de su degradación, el arbolado maduro y sobremaduro permitiendo así la renovación de la masa forestal.

Las condiciones climáticas que han venido ocurriendo en el ámbito mundial, derivadas del calentamiento global, han aumentado el estrés bajo el cual los bosques crecen. Esto, aunado a la presión causada por el ser humano sobre los recursos forestales, los ha hecho muy susceptibles a los ataques de varios factores bióticos, y muy especialmente a los insectos descortezadores.

Durante los últimos dos años se ha observado un incremento en la incidencia de estos insectos en los bosques de pino, desde el sur de México hasta Nicaragua. Durante el presente año las poblaciones de *D. frontalis* han aumentado de manera alarmante en toda la región donde hay bosques naturales o plantaciones de pino. Tan solo en Guatemala se reportan más de 30 mil hectáreas muertas para 1998 (*Revista Forestal Centroamericana*, No. 33). En Nicaragua, el INAFOR reportó en febrero del 2001 casi cinco mil hectáreas infestadas por dicha plaga, las cuales se extendieron a más de seis mil (Dr. Ronald Billings (Servicio Forestal de Texas y Departamento de Agricultura de los Estados Unidos). De manera análoga ocurren grandes infestaciones en Honduras y en México.



Figura 1. Adulto de *D. frontalis*, cuyo tamaño es de apenas 3 mm.



Situación en Belice

Los bosques naturales de pino en Belice abarcan vastas extensiones, tanto en las zonas montañosas centrales, como en las planicies sureñas del país. En la primera de estas zonas se ubica la reserva forestal Mountain Pine Ridge, de 41 mil hectáreas que encierra un inmenso valor para el país por ser una cuenca hidrológica de gran importancia. Incluye una gran parte de la cuenca del río Macal, que es un gran tributario del río Belice. Este extenso río atraviesa toda la planicie nororiental y desemboca en Belice City, frente a arrecifes de enorme valor pesquero (Figura 2); además, esta reserva es fuente de divisas debido al atractivo turístico de sus paisajes: cataratas y ríos, cuevas gigantescas, bosques de pino y especies latifoliadas, y es refugio de una gran diversidad de fauna silvestre.

Sin embargo, la mayoría de sus 22 500 ha de bosques de pino productivos, compuestos por *Pinus caribaea* (80%) y *P. patula* (20%), así como parte de las siete mil hectáreas de bosques de protección que contienen a ambas especies, están seriamente amenazadas por *D. frontalis*. Esta plaga se ha extendido rápidamente, y en la actualidad casi todo el dosel de los árboles ya tiene una tonalidad rojiza (Figura 3), lo cual es señal inequívoca de una infestación prolongada, severa e irreversible.

Hay varias razones por las que se han presentado estos brotes, incluyen desde un posible estrés hídrico provocado por el calentamiento global, hasta la susceptibilidad debido a la propia estructura del bosque. Dicha reserva está localizada en un terreno más o menos homogéneo; los rodales forestales han alcanzado la madurez y, además, están compuestos principalmente por una sola especie de pino; el manejo del bosque ha cambiado desde los años 90 de tener una composición diversa de edades a coetáneo. Todas estas condiciones, por sí solas o en forma sinérgica son muy propicias para que se establezcan y desarrollen altas poblaciones de descortezadores.

En este momento hay un gran riesgo de perder la madera afectada, ya que la industria local no tiene la capacidad instalada para procesar y almacenar un volumen tan alto de insumos; por ejemplo, normalmente se industrializan 150 mil metros cúbicos al año, pero el volumen actual excede en más de 60 veces dicha tasa. Asimismo, además de este problema, existe la preocupación de que la pérdida de la cobertura forestal provoque alteraciones en las cuencas debido a la escorrentía superficial, que no solo incrementaría la sedimentación (con riesgos para represas e incluso los arrecifes costeros) sino también las inundaciones; de hecho, el río Macal ha originado grandes desbordamientos en años recientes.

Por otra parte, en las planicies sureñas (South Coastal Plane) el contexto es bastante similar en cuanto a las especies de pinos, e incluso los rodales están muy cercanos a ser coetáneos, aunado al hecho de que los terrenos son muy planos. Esta región tiene cerca de mil hectáreas de pino, cercanas a los 40 años. Aunque *D. frontalis* ha causado mortalidad de cientos o miles de árboles, en contraste con la reserva de Mountain Pine Ridge, todavía hay muchos rodales sanos. Sin embargo hay varios focos de infestación activos que pueden avanzar.

Si bien se ha contado con el apoyo de expertos como Vicente Espino (ESNACIFOR, Honduras), Robert A. Haack (USDA Forest Service) y Claus Eckelman (FAO), y ahora Jorge Macías (ECOSUR, México), es poco lo que se puede hacer en la reserva dado el avanzado estado de la infestación. Pese a ello, para las áreas de las planicies sureñas, puesto que aún hay focos activos que podrían avanzar, se recomienda implementar técnicas que han demostrado ser eficaces en otros países, como las talas o cortas de saneamiento (que permiten salvar y aprovechar la madera) y las franjas de amortiguación, de tipo preventivo.

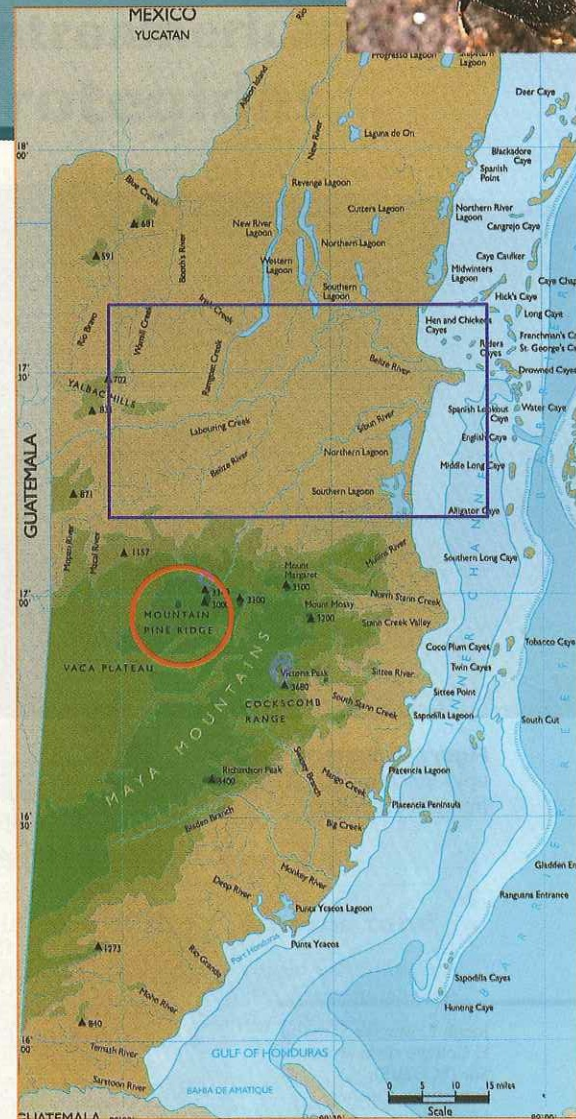


Figura 2. Mapa de Belice, se resalta la reserva forestal Mountain Pine Ridge (círculo rojo), actualmente afectado por la plaga, así como la planicie nororiental del país (rectángulo azul), asociada con el río Belice.



Figura 3. Brote epidémico de *D. frontalis* en Belice.

Jorge E. Macías-Sámano
El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).
Tapachula, Chiapas, México.
Correo electrónico:
jmacias@tap-ecosur.edu.mx

Earl D. Green
Ministry of Natural Resources, Environment and Industry (MNREI).
Belmopán, Belice.
Correo electrónico:
nbsap@btl.net

Orlando Sosa
Belize Agricultural Health Authority (BAHA).
Central Farm, Belice.
Correo electrónico:
bnpps@btl.net

Sergio García
Ministry of Agriculture, Fisheries and Cooperatives (MAFC).
Belmopán, Belice.
Correo electrónico:
serghinio@yahoo.com

Luko Hilje
Unidad de Fitoprotección, CATIE.
Turrialba, Costa Rica.
Correo electrónico:
lhilje@catie.ac.cr

Perspectivas

A raíz de la reciente visita a Belice de dos de los autores (J. Macías y L. Hilje), y después de varios recorridos de campo y sesiones de discusión con los técnicos del país, se logró el consenso en cuanto a varias acciones, tanto de carácter local como regional, que se describen a continuación.

Locales. El manejo de descortezadores es parte del concepto de salud forestal y éste, a su vez, es parte del manejo forestal. Por esto, cualquier intento de manejar estas infestaciones debería ser propuesto dentro de los términos de los objetivos específicos de manejo de las áreas afectadas. Además, todas las entidades involucradas

en el seguimiento de esos objetivos deberían participar en la toma de decisiones no solo para el combate de la plaga, sino también en cuanto a las diferentes estrategias para restaurar o cambiar la cubierta vegetal.

Se recomienda que los árboles que presenten insectos activos (huevos, larvas o adultos por emerger) sean derribados y abandonados, para que las condiciones de temperatura y humedad bajo la corteza cambien y sean menos propicias para la plaga. De contar con los recursos necesarios, ese mismo arbolado deberá ser descortezado y tratar el tronco y la corteza arrancada con fuego o con un insecticida (como el lindano).

Por su parte, los árboles muertos y sin insectos activos deben ser extraídos y utilizados a la mayor brevedad posible para evitar que la madera se degrade y pierda su valor. En realidad, este tipo de material no representa ya un peligro para perpetuar la infestación pero como es inflamable representa un gran riesgo como combustible para incendios forestales.

Por último, se recomienda que se implemente un sistema de inspección aérea (mapeo aéreo), como el aplicado en otros países, para detectar en forma rápida y oportuna las infestaciones incipientes y actuar para abortar los brotes de la plaga.

Regionales. Como se indicó, en los últimos dos años se han presentado extensas epidemias causadas por *D. frontalis* en México, Guatemala, Belice, Honduras y Nicaragua. Ante esta emergencia de carácter regional, sumada a la carencia de expertos en dichos países, se impone la necesidad de concertar una estrategia para el manejo de esta plaga. Dicha estrategia debería basarse en una red de trabajo que involucre actividades de diagnóstico, capacitación, investigación y transferencia de tecnología, y que capitalice experiencias análogas, exitosas para otras plagas.

Por tanto, a corto plazo, el CATIE, un organismo regional con amplia y rica experiencia en el campo forestal así como en el manejo integrado de plagas, actuará como catalizador para, de común acuerdo con otros organismos regionales y nacionales, organizar un encuentro sobre el tema. Inicialmente, la idea es ofrecer un curso-taller donde se incluyan informes nacionales sobre el estatus del problema, algunas sesiones de capacitación acerca de la bioecología y el manejo de la plaga, y la estructuración de esta estrategia regional.

Esta invitación es para usted

XIII Curso Intensivo Internacional de Manejo Diversificado de Bosques Naturales Tropicales

La Unidad de Manejo de Bosques Naturales del CATIE desarrollará del 20 de agosto al 21 de setiembre del 2001 la XIII versión del Curso Intensivo Internacional de Manejo Diversificado de Bosques Naturales Tropicales. El curso se desarrollará en la sede central en Turrialba, Costa Rica y contará con la participación de más de 20 instructores de reconocido prestigio internacional. A diferencia de años anteriores el curso abarcará a mayor profundidad temas como "secuestro de carbono", "criterios e indicadores para el manejo forestal", "certificación forestal", "comercialización de productos forestales". También se presentarán una serie de estudios de caso exitosos de distintos puntos del continente americano. Durante el curso está previsto cuatro giras de estudio para conocer diversos escenarios de manejo de productos maderables y no maderables, prácticas de monitoreo de actividades de manejo, así como aspectos sociales y económicos propios del manejo diversificado. Los participantes elaborarán un Plan de Manejo con datos reales aportados por la Unidad de Manejo de Bosques Naturales el cual deberá ser presentado en grupos de trabajo. Se espera que al final de esta actividad cada participante estará en capacidad de elaborar y evaluar Planes Diversificados de Manejo Forestal; además, pondrá al día sus conocimientos acerca de las tendencias del manejo forestal en el campo mundial.

Mayor información:

Fernando Carrera
Tel: (506) 556 6021
Fax: (506) 556 0176
Correo electrónico:
fcarrera@catie.ac.cr

V Congreso Centroamericano de Áreas Protegidas

La Unidad de Áreas Protegidas y Biodiversidad del CATIE en conjunto con la Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD) de la Secretaría de Integración Centramericana, SICA, y con el Comité Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas CCAB/AP, realizan ya las primeras gestiones para este V Congreso Centroamericano.

La agenda de acción que se está formulando incluye organización de talleres nacionales previos al Congreso, búsqueda del financiamiento, establecimiento de una comisión regional organizadora, contacto con organismos internacionales relacionados con las áreas protegidas, como UICN, WWF, UNESCO, PNUMA, entre otros.

Los resultados y conclusiones de este Congreso serán determinantes para fortalecer sustancialmente el manejo de las áreas protegidas de la Región y incentivar una participación mucho más beligerante de la ciudadanía, de los gobiernos centrales y municipales de la Región. De esta actividad se espera una ponencia regional para presentar en el 2003 ante Congreso Mundial sobre Áreas Protegidas que se realizará en Africa del Sur en el 2003.

El IV Congreso se llevará a cabo a mediados del año 2002 y se calcula una participación aproximada de 1200 participantes.

Mayor información: Fernando Bermúdez Tel: (506) 556 1712
Correo electrónico: areaspro@catie.ac.cr

Ya está en circulación:

**AMBIEN-TICO N° 93 (correspondiente a junio-2001),
dedicado al tema:**

¡Estalla la capital! Avasallados el aire y el entorno rural

Con artículos de Rosario Alfaro (directora del Laboratorio de Contaminantes del Aire de la Universidad Nacional), Manuel Argüello (especialista en planificación urbana y directivo del Instituto de Vivienda y Urbanismo) y Carlos Arias (directivo del mismo instituto).

Además, en el tema Árboles como monumentos naturales, artículos de los ingenieros forestales Eladio Chaves (director de Instituto de Investigación y Servicios Forestales de la Una) y Eric Hernández sobre el almendro de montaña y el guayacán real.

Sobre energía dos artículos: uno de la abogada ambientalista Virginia Cajiao, acerca de la nueva situación legal de las concesiones para producción hidroeléctrica, y otro de periodistas colombianos acerca de la relación entre Bush y la petrolera que explora en Limón.

Finalmente, las columnas de Luis Poveda –sobre remedios contra gastritis y úlceras–, de Franz Hinkelammert –sobre el suicidio de la sociedad actual– y del Centro Internacional de Investigación Forestal –que reseña un estudio acerca de la extracción maderera insostenible en Indonesia–.

Temas centrales que abordaron los Ambien-tico anteriores: N° 92 (mayo): Utilizar sólo energía renovable y limpia. N° 91 (abril): Certificación de producción ecológica y socialmente sostenible. N° 90 (marzo): Poder ambiental a las municipalidades. N° 89 (febrero): Cambio climático por CO2. Desacuerdo mundial para frenarlo.

También están disponibles las ediciones 18ª (junio-2000), 19ª (diciembre-2000) y 20ª (diciembre-2000-extraordinaria) de nuestra revista semestral CIENCIAS AMBIENTALES, dedicadas respectivamente a: Auge y precariedad de los servicios ambientales, Gestión ambiental descentralizada y participativa y Gestión ambiental empresarial (ésta última con artículos de Michael Porter & Daniel Esty y varios autores más). Y muy pronto estará circulando la edición 22ª (junio-2001): Todo sobre humedales. (Información extra: 277-3290, 277-3688, ambientico@una.ac.cr)

SILVIA:

Una nueva herramienta para la planeación forestal

Markku Kanninen
Álvaro Vallejo
Marcelino Montero
Édgar Víquez

El Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, lanzará en septiembre de este año el proyecto **SILVIA**, un conjunto de programas para Windows 95 o superior, diseñado para apoyar a técnicos (as), administradores

y administradoras en el manejo de plantaciones forestales.

El sistema consta de un módulo integrador y ocho módulos o programas interrelacionados, que pueden ser utilizados de manera conjunta o parcialmente aislada. El módulo integrador, denominado simplemente **SILVIA**, es el centro de operaciones que orienta e informa al usuario sobre las características generales de cada uno de los módulos, y que le permite acceder de forma rápida y sencilla a cualquiera de ellos.

La interfase de los programas es totalmente orientada al usuario, quien sólo requiere un conocimiento general del sistema operativo Windows para su manejo. Esta novedosa herramienta incluye archivos de ayuda donde se describe el uso de los módulos y se presentan los conceptos relacionados con el manejo técnico, ordenado y sostenible de las plantaciones forestales.

El Sistema de Manejo Forestal descompone el manejo técnico de las plantaciones forestales en una serie de aspectos básicos, de manera que puedan ser abordados de forma independiente, según se describe a continuación.

Módulo de Plantaciones. Datos generales y específicos de las plantaciones (datos de proyectos, rodales, especies, etc.). En este módulo se registran todos los aspectos generales y específicos relacionados con cada una de las plantaciones que componen un proyecto.

Módulo de Ecuaciones. En este módulo se encuentran las ecuaciones necesarias para la simulación de la producción presente y futura de rodales en forma aislada o conjunta. Estas ecuaciones provienen de la base de datos incluida en el programa, de revisión bibliográfica o de los propios estudios de crecimiento de los usuarios del sistema.

Módulo de simulación. Producción de curvas de crecimiento y simulación de producción de rodales –aislados o en conjunto–. Este módulo permite al usuario hacer simulaciones de crecimiento de rodales en condiciones teóricas o reales de ambiente y manejo, utilizando ecuaciones aisladas o conjuntos de ecuaciones provenientes de la base de datos de ecuaciones y parámetros de manejo previamente definidos o definidos para la ocasión. También

es posible estimar la producción (global o parcial) de un proyecto año tras año, con base en las ecuaciones contenidas en el módulo de ecuaciones, las plantaciones presentes y futuras contenidas en el módulo de plantaciones y los perfiles de manejo definidos para cada rodal o grupo de rodales (Figura 1).

Módulo de Inventarios. Este módulo se utiliza para el procesamiento de los inventarios forestales realizados en plantaciones o grupos, para integrarlos a la base de datos de plantaciones, de manera que permitan simular producciones futuras con base en condiciones reales de crecimiento. Admite también ingresar datos registrados en otros sistemas o bases de datos, incluyendo hojas de cálculo y el sistema MIRASILV.

Módulo de mapas. Permite la visualización en mapas de distintos temas relacionados con las plantaciones: características de los rodales, planeación de podas, raleos, cosechas parciales y finales, entre otros.

Módulo de Generación de Ecuaciones. Mediante este módulo es posible almacenar, analizar y procesar estudios de crecimiento basados en mediciones sucesivas de parcelas permanentes de crecimiento para producir de manera automática ecuaciones de crecimiento para una especie en un lugar dado, que pueden ser almacenadas en la base de datos de ecuaciones de manera que estén disponibles para la simulación del crecimiento en rodales que crecen en condiciones ambientales y de manejo similares.

Módulo Financiero. Este módulo facilita el análisis financiero global y detallado de un proyecto forestal, incluyendo los ingresos de las cosechas futuras proyectadas, costos globales de infraestructura y valor de la tierra, costos de cosechas (raleos, cortas parciales o finales) hasta los costos directos de establecimiento y manejo de cada plantación o grupo de plantaciones incluidas en la base de datos de plantaciones.

Módulo educativo. Módulo orientado al entrenamiento de estudiantes y profesionales en el manejo de plantaciones y en estudios de crecimiento de masas forestales plantadas.

La primera versión incluirá los cinco primeros módulos (Plantaciones, Ecuaciones, Simulación, Mapas e Inventarios) y estará disponible a partir de setiembre de 2001.

Mayor información:

Markku Kanninen Director, Programa de Investigación
kanninen@catie.ac.cr
silvia@catie.ac.cr
CATIE, 7170 Turrialba, Costa Rica
http://www.catie.ac.cr/silvia

Año	En pie				Tala rasa				Raleos				Cosecha total			
	#	Área (ha)	Vtc(m³)	Vts (m³)	#	Área ha	Vtc(m³)	Vts (m³)	#	Área ha	Vtc(m³)	Vts (m³)	#	Área (ha)	Vtc(m³)	Vts (m³)
2001	6	179	18,049	0	1	15	1,827	0	4	145	7,431	0	5	161	9,258	0
2002	6	171	8,132	0	1	23	12,255	0	1	19	1,236	0	2	43	13,491	0
2003	7	194	10,695	0	0	0	0	0	1	5	188	0	1	5	188	0
2004	7	194	13,177	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2005	7	194	12,146	0	0	0	0	0	1	112	3,702	0	1	112	3,702	0
2006	7	194	13,474	0	0	0	0	0	1	23	945	0	1	23	945	0
2007	6	179	14,732	0	1	15	1,411	0	1	10	321	0	2	25	1,731	0
2008	7	194	15,256	0	0	0	0	0	1	23	1,424	0	1	23	1,424	0
2009	7	194	18,436	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2010	5	170	15,159	0	2	24	4,009	0	1	23	1,485	0	3	47	5,494	0

Figura 1. Resultados de la simulación de la producción de madera de rodales de un proyecto. Proyecciones de madera en pie y aprovechamientos (raleos y tala rasa) para los próximos 10 años.

Sitios de interés

en el

WEB



al Eco-Index

conservación a través de la comunicación



<http://www.eco-index.org/>

La Alianza para Bosques ha lanzado un nuevo sitio en la red sobre las iniciativas de conservación que se realizan en México y Centroamérica. Aquí se brinda información bilingüe (español e inglés) accesible de manera rápida y amigable. En este sitio se pueden realizar búsquedas por categorías de proyectos, como por ejemplo: agricultura, manejo de vida silvestre, y otras 72 más; por país; por organización; por ente donante; o por cualquier combinación de las categorías mencionadas. También puede buscar por palabra clave. Con sólo cuatro meses de estar en línea el sitio cuenta con más de 125 proyectos en la base de datos y se añaden más cada mes. Se invita a los lectores de la Revista Forestal a incluir sus proyectos de México y América Central en el Eco-Index y compartir sus experiencias y conocimiento con los colegas de la región.



<http://maya.ucr.edu/pril/peten/peten.html>

Árboles tropicales comunes del área maya es un sistema interactivo de identificación taxonómica para determinar las especies más comunes que se distribuyen en el área maya que abarca el sureste de México, Belice y Guatemala. Este sistema, interrelaciona nombres científicos, sinónimos, nombres comunes, distribución, referencias bibliográficas e imágenes de 598 especies de árboles comúnmente hallados en la zona. Además, provee información de los usos, detalles y comentarios taxonómicos elaborados por los especialistas de cada grupo que en ocasiones pasan desapercibidos en las publicaciones originales.

<http://www.prodigyweb.net.mx/conforasa/>

Consultoría forestal y agropecuaria

Las actividades forestales y agropecuarias son complejas y vastas, en México su fomento y desarrollo se realiza principalmente desde el ámbito oficial. Son pocos los despachos de asesores que pueden contribuir al desarrollo de estos sectores mediante estudios, capacitación, tecnología de punta y promoción de insumos, los cuales ponemos a su disposición. Por esto lo invitamos a entrar a nuestro WEB donde encontrará toda la información necesaria sobre nuestros servicios de asesoría.



<http://forestales.deamerica.net/>

DeAmerica.net (y deEuropa.net) es un proyecto con origen en Colombia. Empezó en marzo de 2000 con una página de enlaces revisados. Ahora hay más que 60 páginas, mantenidos por españoles, colombianos, peruanos, mexicanos, argentinos, chilenos, y otros latinos. Nosotros clasificamos los mejores enlaces para los hispanohablantes. ¡Usted también puede formar parte de nuestro proyecto!

REVISTA FORESTAL CENTROAMERICANA EN LÍNEA

www.catie.ac.cr/informacion/RFCA

¡Suscríbese a nuestra revista electrónica y manténgase informado de las actividades del CATIE!



New Forests Project

icnfp@erols.com
731 8th Street, SE Washington, DC 20003

http://www.newforestsproject.com/proyecto_nuevos_bosques.htm

El Proyecto Nuevos Bosques (NFP) es un programa forestal sin fines de lucro, establecido en 1982 por el Centro Internacional con el propósito de promover la reforestación en los países en vías de desarrollo. Desde sus inicios ha apoyado a diferentes instancias en 140 países en su lucha para la reforestación y protección de sus recursos naturales. Durante los últimos 15 años NFP, utilizando varias estrategias, ha participado en proyectos de reforestación en más de 4 100 comunidades.

¿Qué informa la prensa?

Preparativos para el Año Internacional de las Montañas - 2002

Pese a su presencia imponente, las montañas son naturalezas frágiles. La degradación de las zonas montañosas afecta a casi la mitad de la población mundial, tanto de montes como de valles, y constituye una grave amenaza no sólo para los recursos hídricos mundiales sino también para la biodiversidad, la seguridad alimentaria y la diversidad cultural.

Las montañas suministran del 30 al 60% del agua dulce en las zonas húmedas y del 70 al 95% en zonas más áridas. Son también reservas fundamentales de recursos fitogenéticos, y ofrecen un enorme potencial para la agricultura y la medicina. Para poner de manifiesto los beneficios sociales y económicos de la inversión en zonas montañosas y para incitar a la acción en cuestiones relativas al desarrollo sostenible de las montañas, las Naciones Unidas han declarado que 2002 será el Año Internacional de las Montañas.

Se están preparando una serie de iniciativas y actos para movilizar a la opinión pública, promover acciones y proporcionar información básica sobre temas relacionados con las montañas. Otro objetivo básico del Año Internacional de las Montañas es promover y defender el patrimonio cultural de los pueblos de montaña y alentar a los gobiernos para que consideren formas de dar a tales pueblos un mayor apoyo en las decisiones relativas a gestión de los recursos locales.

La FAO es el organismo coordinador del Año Internacional de las Montañas, y trabajará en colaboración con los gobiernos, el PNUMA, el PNUD, la UNESCO, otros organismos de las Naciones Unidas y ONG.

Mayor información en español: www.montanas2002.org

Fuente: Revista Unasylva.

[Http://www.fao.org/DOCREP/003/X8820S/x8820s00.htm](http://www.fao.org/DOCREP/003/X8820S/x8820s00.htm)

Costa Rica. La organización no gubernamental Fundecor (Fundación de Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central) de Costa Rica obtuvo el premio Rey Balduino al Desarrollo Internacional, concedido por Bélgica, por su labor de conservación de la cordillera Volcánica Central.

Fundada en 1989, Fundecor brinda asistencia técnica a pequeños propietarios para la explotación sustentable de la madera a través de 450 convenios, y apoya a 2 mil 500 personas con programas de manejo forestal. La fundación también ha puesto en práctica un programa de venta de oxígeno, mediante el que obtuvo una paga de 10 dólares por cada hectárea de bosque destinado a la conservación.

Italia. Cada diez años, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) evalúa el estado de los bosques del mundo. Siguiendo con esta tradición, en mayo la FAO difundió un resumen de la "Evaluación de los Recursos Forestales 2000". El informe destaca que todos los años se siguen perdiendo 13.5 millones de hectáreas de bosques naturales en el trópico, área casi del tamaño de Grecia. Mientras tanto, las plantaciones forestales en el trópico crecieron 1.8 millones de hectáreas por año y se han regenerado de forma natural un millón de hectáreas por año de bosques secundarios tropicales. Fuera de los trópicos, el área total de los bosques (incluyendo tanto las plantaciones como a los bosques naturales) se incrementó en 2.7 millones de hectáreas por año.

El informe insinúa que la tasa anual de deforestación en el trópico pudo haber caído en los últimos años, pero no lo demuestra. No se pueden comparar la mayor parte de las estimaciones en este informe con las de los informes anteriores porque difieren demasiado en cuanto a sus definiciones, fuentes de datos, y metodología. La única cifra sobre deforestación que aparece en el informe que es realmente comparable con las anteriores viene de un análisis que compara los cambios en el uso del suelo a nivel de todo el trópico en la década de los ochenta y la década de los noventa tomando como base muestras de imágenes de satélite. Dichas muestras señalan que las tasas anuales de deforestación bajaron levemente durante los últimos diez años, pero la diferencia no es estadísticamente significativa.

La Evaluación de Recursos Forestales 2000 también contiene datos sobre el área de bosques bajo planes de manejo, la certificación forestal, los incendios forestales, las áreas protegidas, y los volúmenes de producción de madera.

Fuente: <http://www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp>

Calendario de actividades



REGIÓN CENTROAMERICANA

CURSOS CATIE Sede Central

XXIII Curso Intensivo Internacional de Manejo Diversificado de Bosques Naturales Tropicales

Contenido: Bases ecológicas para el manejo sostenible, técnicas silviculturales, inventarios forestales, planes de manejo, conceptos económicos del manejo forestal, valoración de servicios ambientales, conceptos sociales del manejo, entre otros.

Fecha: 20 de ago. - 21 set. 2001.

Costo: US\$3000.

Capacitación en servicio:

"Análisis de semillas forestales"

Contenido: Introducción al análisis de rutina y documentación. Preparación de materiales, protocolo de valoración, prácticas de análisis de rutina, ensayos de desecación, prácticas de tratamiento pregerminativo, entre otros.

Fecha: 17 - 28 de set./ 12 - 23 de nov.

Costo: US\$870.

Curso identificación, formulación y evaluación económica y financiera de proyectos forestales y ambientales

Contenido: Lectura del cartel de licitación, explicación del contenido esperado de la propuesta, términos de referencia, contexto, macroeconomía, herramientas, incrementalidad, coeficientes técnicos, entre otros.

Fecha: 8 - 19 de oct.

Costo: US\$1 200.

Curso de evaluación económica de tierras: Conceptos, manejo y aplicaciones

Contenido: Unidades cartográficas, requerimientos ambientales, bases de conocimientos, interfase con SIG, utilización de programación lineal, entre otros.

Fecha: 13 - 14 ago. 2001.

Costo: US\$1 250.

Cursos • seminarios • talleres • reuniones

Curso Internacional: proyectos de cambio climático en los sectores forestal y energético
Contenido: Mitigación y adaptación, retos y oportunidades para América Latina; bosques tropicales y ciclo del carbono, entre otros.

Fecha: 24- 28 set.

Costo: US\$1 500.

Curso economía ambiental y valoración de bienes y servicios ambientales

Contenido: Teoría y herramientas de microeconomía de valoración, análisis económica dinámico entre medidas de bienestar y la base econométrica de valoración, etc.

Fecha: 24 set - 5 oct.

Costo: US\$1 250.

Información: CATIE 7170, Costa Rica.

Tel: (506) 556 6021 Fax: (506) 556 0176

Correo electrónico: capacita@catie.ac.cr

Web site: <http://www.catie.ac.cr/posgrado/ensenanza.asp?Pagina=capacitacion>



OTROS LUGARES DEL MUNDO

Primera feria del agua de Centroamérica y el Caribe

Fecha y lugar: 25 - 28 oct. Panamá

Organizan: La Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM) y el Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe (CATHALAC).

Correo electrónico: info@feriadelagua.org

<http://www.feriadelagua.org>

Reunión de la red de información forestal para América Latina y el Caribe

(RIFALC - IUFRO)

Fecha: 18 - 20 jul.

Apartado Postal 36 Mérida 5101-A,

Venezuela

Telefax: (58) 74-448906

Correo electrónico:

rifalc7@bolivar.funmrd.gov.ve

Maestría en bosques y conservación de la naturaleza. Wageningen University

Las aplicaciones deben enviarse en setiembre de cada año. Se requiere que los candidatos tengan como mínimo un bachillerato en conservación de la naturaleza, bosques o su equivalente. Sub-department of Forestry, Frits J. Staudt. Apartado 324,6700AH Wageningen, The Netherlands.

Tel: (31) 317-47-8015. Fax: (31) 317-47-8078.

Correo electrónico:

frits.staudt@alg.bosb.wau.nl

Simposio internacional sobre biodiversidad como fuente de nuevos medicamentos:

Fecha: agosto.

Organizado por la Universidad del Valle, de Cali. Colombia. Se realizará en agosto de 2001.

Correo electrónico:

biofarmacongress@telesat.com.co

Modelos forestales para el manejo de ecosistemas, la certificación forestal y la ordenación sostenible

Fecha y lugar: 12 - 18 ago. 2001. Vancouver, Canadá.

Información: Dept of Forest Resources Management, 2045-2424 Main Mall, University of British Columbia, Vancouver.

Tel: 1-604 822 4770. Fax: 1-604 822 9106.

Correo electrónico:

forestmd@interchange.ubc.ca

<http://www.forestry.ubc.ca/forestmodel>

V congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación San Salvador

Fecha: 15 - 19 oct.

Se invita a presentar ponencias u organizar simposio sobre temas específicos, mandar sus propuestas a Correo electrónico: mesoamerica2001@yahoo.com.mx.

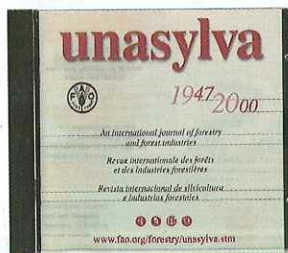
http://www.geocities.com/smbc_elsalvador_2001

Seminario internacional sobre manejo integral de cuencas hidrográficas

Fecha y lugar: 8 - 12 oct. Rosario, Argentina.

<http://www.fceia.unr.edu.ar/curiham>

Publicaciones



Unasylla

Revista internacional de silvicultura e industrias forestales de publicación trimestral en español, francés e inglés. Incluye artículos sobre todos los aspectos del sector forestal, como mejoramiento de especies, desarrollo industrial, conservación y ordenación de los animales y plantas, etc.

Este CD-ROM contiene la colección completa de Unasylla de 54 años de investigación y análisis en un formato de fácil navegación o búsqueda) en texto integral con todas la imágenes de acompañamiento.

Dirección: Publications and Information Coordinator Forestry Department FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Rome, Italy. Tel: 39-0657054778 Fax: 39-0657052151

Correo electrónico: Forestry-information@fao.org Internet: http://www.fao.org/forestry



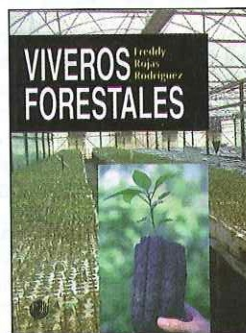
Jiménez, J; Reyes, R. 2001. Experiencias sobre la introducción de alternativas productivas en una concesión forestal comunitaria de Petén, Guatemala. Proyecto Conservación para el desarrollo Sostenible en América Central (OLAFO). Turrialba, Costa Rica, CATIE. 265 p. (serie técnica no 316). ISBN 9977-57-358-1

El proceso inmigratorio de campesinos en búsqueda de nuevas tierras, unido al sistema de tumba y quema aplicado por los pobladores, incentiva el avance de la frontera agrícola. Esta problemática junto con el empobrecimiento del suelo y la situación socioeconómica de su población no han permitido otras opciones en su sistema de producción. Para reducir la magnitud de esta situación se propusieron alternativas productivas que se explican en esta serie técnica.



Monge, A. 2001. Evaluación de tratamientos silviculturales en tres bosques secundarios en la región Huetar Norte de Costa Rica. Cartago, Costa Rica, Instituto Tecnológico de Costa Rica/COSEFORMA. 47 p.

Entre 1998-1999 se aplicaron tratamientos silviculturales en cuatro bosques secundarios, dos de los cuales se encuentran cerca de Boca Tapada, mientras que los otros dos están ubicados en los alrededores de Florencia en San Carlos. En el 2000 se realizó una evaluación para corroborar el impacto de los tratamientos sobre los bosques en el corto plazo. El artículo resume los principales resultados de dicha evaluación.



Rojas, F. 2001. Viveros forestales. EUNED. San José, Costa Rica. 255 p.

ISBN 9968-31-132-4

El libro hace referencia a los diferentes modelos de producción de plántulas en viveros forestales, enfatiza los procesos involucrados desde la recolección de la semilla hasta el mercadeo y comercialización de plantas. Brinda conceptos y estrategias sencillas técnicas y algunas consideraciones económicas. La obra se ilustra con ejemplos basados en las especies forestales de mayor uso en Costa Rica.

Dirección: CATIE. Biblioteca Conmemorativa Orton Apartado 7170-1002. Tel: (506) 556 0501 Fax: (506) 556 0858 Correo electrónico: bibliot@catie.ac.cr



Ministerio del Ambiente y Energía. Sistema Nacional de Areas de Conservación, CR. 2000. Estrategia nacional de investigación en biodiversidad y recursos culturales. San José, Costa Rica. 104 p.

La elaboración de esta estrategia nacional es producto de un proceso participativo que involucró un total de 149 instituciones, proyectos, universidades, comunidades, entre otros. Se pretende que este documento se convierta en un instrumento de planificación y orientación que facilite la toma de decisiones en el corto, mediano y largo plazo.

Dirección: Luis Rojas Bolaños. Apdo. 10104-1000 San José - Costa Rica Tel: (506) 283-8004 Fax: (506) 283-7118

Obando, G. 2001. El uso de computadoras, programas e instrumentos electrónicos en la planificación y seguimiento de planes de manejo del bosque húmedo tropical. Un caso en Costa Rica. Roma, FAO. 58p.

Este estudio de caso es el primero de una serie de "documentos de trabajo" que está preparando la Dirección de Recursos Forestales del Departamento de Montes de la FAO. El texto resume las principales actividades y experiencias de manejo del bosque húmedo tropical realizado por una organización No Gubernamental (FUNDECOR), a beneficio de sus propietarios privados en Costa Rica. Con este tipo de publicaciones la FAO espera despertar el interés para su aplicación en otras partes del mundo como una contribución a la sostenibilidad de las actividades de manejo del bosque tropical.

Dirección: Froylan Castaneda. Departamento de montes/Forms. FAO. Via delle Terme di Caracalla 00100 Roma, Italia. Correo electrónico: Froylan.Castaneda@fao.org

