

Recursos Naturales y Ambiente

ISSN 1659-1216

N° 54 Agosto 2008

Planificación sistemática en áreas protegidas y corredores biológicos
de Costa Rica: experiencias y desafíos



TNC 
Conservando la naturaleza,
Protegiendo la vida.

CATIE 
Solutions for environment and development
Soluciones para el ambiente y desarrollo

La revista Recursos Naturales y Ambiente es producida por el Departamento de Recursos Naturales y Ambiente del CATIE, Sede Central.

Comité Editorial Internacional

José Joaquín Campos
CATIE

Ronnie de Camino
CATIE

Glenn Galloway
CATIE

Anita Versa
Course Coordinator National Board
of Education, Finland

Manuel Guariguata
Scientist, Environmental Services and
Sustainable Use of Forests Programme,
CIFOR, Indonesia

David Kalmowitz
Program Officer Environment and
Development, USA/Mexico

Florenca Montagnini
Universidad de Yale, USA

Gerardo Budowski
Universidad para la Paz, Costa Rica

Kenton Miller
World Resources Institute, USA

Comité Editorial Operativo CATIE

Róger Villalobos
Lorena Orozco
Zenia Salinas
Diego Stolan
Francisco Jiménez
Fernando Carrera

Equipo de Producción

Róger Villalobos, Director
Lorena Orozco, Editora
Wendy Dittiel, Secretaria
Elizabeth Mora, Corrección de estilo
Rigoberto Aguilar, Revisión bibliográfica
Silvia Francis, Diseño y diagramación
Guiselle Brenes, Internet

Editores Técnicos

Bernal Herrera-F.
Bryan Phagan

Esta revista está indexada en la
base de datos CABI

Impreso en papel reciclable 

CATIE
Solutions for environment and development
Soluciones para el ambiente y desarrollo

Recursos Naturales y Ambiente

ISSN 1659-1216

Nº 54 Agosto 2

CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) es un centro regional dedicado a la investigación y la enseñanza de posgrado en agricultura, manejo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. Sus miembros son el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Belice, Bolivia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, República Dominicana, Venezuela y España.

Dr. José Joaquín Campos
Director General

- La Revista Recursos Naturales y Ambiente, continuación de la Revista Forestal Centroamericana, es una publicación cuatrimestral, con una perspectiva integral, biológica, social y económica del aprovechamiento y conservación de los ecosistemas naturales y forestales, y del desarrollo rural.
- Nuestra Revista, que tiene un ámbito geográfico latinoamericano, espera servir como un foro donde se propongan y analicen modelos y experiencias de trabajo relevantes para los técnicos, productores y empresarios, para los gobiernos locales y para las autoridades estatales.

Los contenidos, ideas u opiniones expresadas en los artículos son responsabilidad de los autores; no reflejan necesariamente la opinión de los comités de la Revista Recursos Naturales y Ambiente ni del CATIE.

Se permite la reproducción parcial o total de la información aquí publicada, siempre y cuando se nombre la fuente, se remitan tres copias a la redacción y se utilice sin fines de lucro.



Costos de suscripción

Centroamérica:
1 año US\$30, dos años US\$50.
América Latina y el Caribe:
1 año US\$40, dos años US\$65.
Resto del mundo:
1 año US\$50, dos años US\$85.

Sede Central CATIE 7170, Turrialba, Costa Rica

Tel. (506) 2558 2312 Fax: (506) 2558 2061 Correo: rforestal@catie.ac.cr

www.catie.ac.cr



28



44



59



81

Planificación sistemática en áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica: experiencias y desafíos

FORO

La planificación sistemática como instrumento para la conservación de la biodiversidad. Experiencias recientes y desafíos en Costa Rica. *Bernal Herrera; Bryan Finegan*..... 4

COMUNICACIÓN TÉCNICA

Unidades fitogeográficas para la clasificación de ecosistemas terrestres en Costa Rica. *Nelson Zamora*..... 14

Identificación de vacíos en la representatividad de ecosistemas terrestres en el sistema Nacional de Áreas Protegidas de Costa Rica. *Elvis Arias, Oscar Chacón, Gustavo Induni, Bernal Herrera, Heiner Acevedo, Lenin Corrales, James R. Barborak, Mario Coto, José Cubero, Pia Paaby* 21

Vacíos en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad en aguas continentales de Costa Rica. *Pia Paaby* 28

Las redes de conectividad como base para la planificación de la conservación de la biodiversidad: propuesta para Costa Rica. *Elvis Arias, Oscar Chacón, Bernal Herrera, Gustavo Induni, Heiner Acevedo, Mario Coto, James R. Barborak* 37

Diseño de una red ecológica de conservación entre la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas del Área de Conservación Osa, Costa Rica. *Margarita Victoria Céspedes; Bryan Finegan; Bernal Herrera; Luis Diego Delgado; Sergio Velásquez; José Joaquín Campos* 44

El monitoreo de la efectividad del manejo de corredores biológicos. Una herramienta basada en la experiencia de los comités de gestión en Costa Rica. *Lindsay Canet; Bryan Finegan; Claudia Bouroncle; Isabel Gutiérrez; Bernal Herrera*..... 51

Evaluación de la efectividad de estrategias de conservación en tierras privadas. Una propuesta de estándar para los principales mecanismos utilizados en Latinoamérica. *Diego Delgado, Zayra Ramos, Claudia Bouroncle* 59

El monitoreo ecológico como herramienta de manejo para la conservación. Bases conceptuales y estructura del Programa de Monitoreo Ecológico Terrestre en Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica. *Bryan Finegan; Margarita Céspedes Agüero; Steven E. Sesnie; Bernal Herrera; Gustavo Induni; Joel Sáenz; Jesús Ugalde; Grace Wong* 66

Estrategia financiera para sistemas de áreas protegidas. La experiencia del Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica. *Irene Suárez, Sandra Jiménez, Keilyn Vargas, Guillermo Chan*..... 74

ACTUALIDAD

Experiencias y retos del manejo forestal comunitario en América Tropical. *Benno Pokorny, César Sabogal, Wil de Jong, Dietmar Stoian, Bastiaan Louman, Pablo Pacheco, Noemi Porro* 81

La planificación sistemática como instrumento para la conservación de la biodiversidad

Experiencias recientes y desafíos en Costa Rica

Bernal Herrera¹; Bryan Finegan²

Costa Rica ha venido realizando esfuerzos de planificación de su sistema de áreas protegidas desde alrededor de 30 años. Muchas de sus AP no fueron necesariamente establecidas bajo un marco de planificación sistemática, lo cual en buena parte coincidía con el poco desarrollo de los principios de la biología de la conservación y el nivel de conciencia ambiental del país en esos años. A partir de mediados de la década de 1980 se iniciaron esfuerzos para aplicar instrumentos indispensables en la planificación sistemática, como el análisis de vacíos.

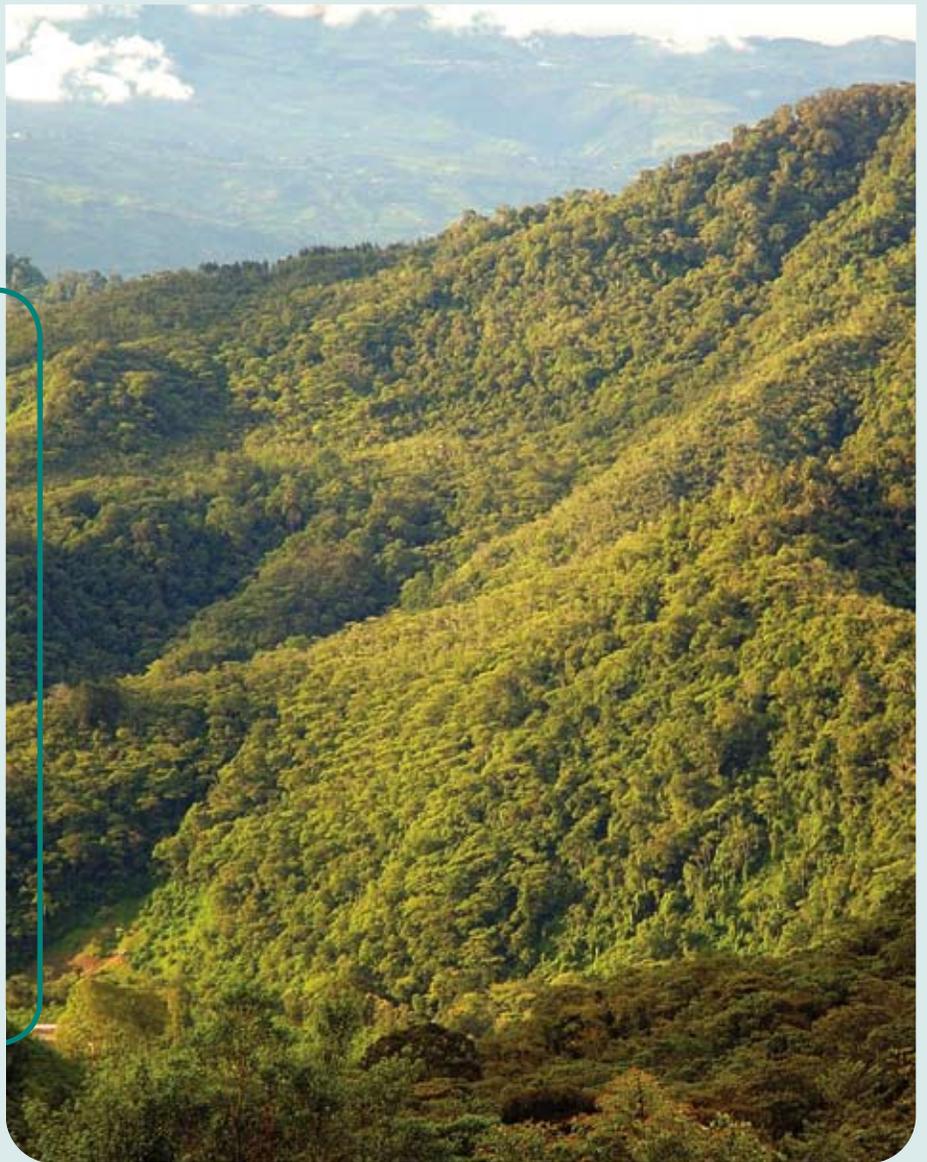


Foto: Sergio Pucci.

¹ Director Programa de Ciencias, TNC. San José, Costa Rica. bherrera@tnc.org

² Grupo Bosques, Áreas Protegidas y Biodiversidad, CATIE, Turrialba, 7170. Costa Rica. bfinegan@catie.ac.cr

Resumen

La planificación sistemática de la conservación es uno de los mecanismos que permite identificar redes de áreas protegidas que aseguren el mantenimiento a largo plazo de la biodiversidad y de los procesos que la sustentan. La planificación sistemática de las áreas protegidas (AP) puede servir como un instrumento que oriente a los países miembros en la implementación de una buena parte de sus Programas de Trabajo en Áreas Protegidas y en sus esfuerzos de conservación efectiva de la biodiversidad. En Costa Rica, desde la década de 1960 se iniciaron esfuerzos para el diseño de un sistema de AP con el objetivo de conservar el mayor remanente posible de biodiversidad. Recientemente, el país –junto con socios estratégicos– ha empezado a actualizar y generar nueva información relevante para la planificación del sistema de AP y corredores biológicos. Este artículo quiere, como preámbulo del presente Número Especial de la Revista Recursos Naturales y Ambiente, ofrecer el marco conceptual de los instrumentos utilizados en la planificación sistemática de los sistemas de AP y corredores biológicos, así como los principales desafíos asociados con cada uno de ellos. Adicionalmente, se brindan algunas reflexiones que deben tenerse en cuenta para la planificación de sistemas de áreas protegidas en el futuro.

Palabras claves: Biodiversidad; Conservación de la naturaleza; áreas silvestres protegidas; planificación.

Introducción

Ante las crecientes, diversas y cambiantes presiones sobre la biodiversidad, hoy día es una prioridad contar con sistemas de áreas protegidas que conserven efectivamente la biodiversidad –es decir, que mantengan su integridad ecológica, que se controlen las amenazas a los espacios protegidos y que tengan una alta capacidad de gestión. La planificación sistemática de la conservación es uno de los mecanismos que permite identificar redes de áreas protegidas

Summary

Systematic planning as an instrument for biodiversity conservation; recent experiences and challenges in Costa Rica. Systematic conservation planning is considered a solid mechanism that allows the identification of protected area networks that ensure the long term maintenance of biodiversity and the ecological processes that generate and maintain it. The systematic conservation planning framework can be used to orient the signatory countries in the implementation of the Program of Work in Protected Areas and thus direct efforts towards effective biodiversity conservation. Since the 1960s, Costa Rica has been working on designing a protected area system in order to effectively conserve its biodiversity. Recently the country has updated its planning exercises and developed new information relevant for planning both for protected areas and biological corridors. The present article, a foreword for this special issue of *Revista Recursos Naturales y Ambiente*, reviews the conceptual framework of some methodological tools applied to conservation planning and some challenges associated with their use. Some additional technical considerations regarding systematic planning are also discussed.

Keywords: Biodiversity; nature conservation; wild protected areas; planning.

que aseguren, a largo plazo, el mantenimiento de la biodiversidad y de los procesos que la sustentan (Margules y Pressey 2000).

Durante la 7ª Conferencia de las Partes de la Convención sobre Diversidad Biológica (COP-7) realizada en el 2004, los países miembros adoptaron el Programa de Trabajo en Áreas Protegidas (PTAP). El objetivo principal del PTAP es alcanzar, para el 2010 en las áreas protegidas terrestres y para el 2012 en las áreas protegidas marinas, el establecimiento y mantenimiento de sistemas de

áreas protegidas (AP). Estos sistemas deberán ser comprensivos, estar efectivamente manejados y ser ecológicamente representativos, de manera que en forma colectiva reduzcan la tasa de pérdida de la biodiversidad (CBD s.f). El PTAP es, básicamente, el instrumento para implementar tales acuerdos. El marco de la planificación sistemática de AP (Recuadro 1), puede servir como un instrumento que oriente a los países en la implementación de una buena parte del PTAP y así dirigir los esfuerzos hacia la conservación efectiva de la biodiversidad.

En el caso de Costa Rica, ya desde hace varias décadas se vienen implementando esfuerzos para conservar el mayor remanente posible de biodiversidad (SINAC 2006). Actualmente, el país tiene bajo diferentes categorías de protección alrededor del 25% de su territorio

continental y un 1% de su territorio marino (SINAC 2007). A pesar de la relevancia de este porcentaje, muchas de estas áreas son relativamente pequeñas, se encuentran aisladas y rodeadas por áreas alteradas (Sánchez-Azofeifa et ál. 2003), como es típico en Mesoamérica en general (Miller et ál. 2001). Para consolidar los logros en la conservación de la biodiversidad alcanzados hasta el momento es necesario fortalecer los procesos de planificación sistemática en todos los niveles de gestión (nacional, regional y local).

El presente artículo tiene como objetivo establecer el marco conceptual de algunos instrumentos utilizados en la planificación sistemática de sistemas de AP, así como algunos de los desafíos asociados con cada uno de ellos. Adicionalmente, se rescatan aportes importantes sobre componentes adicionales que deben

considerarse en la planificación de sistemas de áreas protegidas en el futuro. No es el fin de este trabajo profundizar en cada uno de los componentes de la planificación sistemática desarrollados, sino más bien, ofrecer una visión general de lo que implica la planificación sistemática y hacia dónde deberían los países dirigir los futuros esfuerzos en la conservación de la biodiversidad. Finalmente, se ofrece una síntesis de la experiencia reciente de Costa Rica en materia de instrumentos que apoyan la planificación sistemática del sistema de AP y de corredores biológicos (CB). Se resalta la importancia de las alianzas estratégicas que se han formado y consolidado entre diferentes instituciones nacionales e internacionales de carácter estatal, no gubernamental y académico para que estos avances sean posibles y fortalezcan las capacidades nacionales en materia de conservación de la biodiversidad.

Recuadro 1

Elementos del Programa de Trabajo en Áreas Protegidas de la CBD

Elemento 1 “Acciones directas para la planificación, selección, establecimiento, fortalecimiento y manejo de sistemas de áreas protegidas.” Las metas y actividades de este elemento, como un todo, definen los objetivos, naturaleza y extensión del sistema nacional de áreas protegidas que debe constituirse, en última instancia, en una red global de sistemas nacionales y regionales de áreas protegidas efectiva y ecológicamente representativas.

Elemento 2 “Gobernanza, participación, equidad y distribución de beneficios”. Alcanzar el fin último del PTAP requiere incorporar temas socioeconómicos e institucionales, además de criterios biológicos y ecológicos.

Elemento 3 “Actividades habilitadoras” para crear un ambiente que asegure la implementación exitosa de los otros elementos del PTAP. Incluye, entre otros, el desarrollo de políticas y mecanismos institucionales, generación de las capacidades para la planificación y manejo de áreas protegidas, sostenibilidad financiera, aplicación de tecnologías apropiadas, concientización pública.

Elemento 4 “Estándares, evaluación y monitoreo” para el desarrollo y adopción de mejores prácticas que promuevan la evaluación y mejora de la efectividad de manejo de las áreas protegidas, la evaluación y el monitoreo del estado y tendencias de las mismas. El fin es asegurar que el conocimiento científico contribuye al establecimiento y efectividad de las áreas protegidas.

Fuente: Tomado de CBD (s.f.)

Fundamentos de la planificación sistemática y algunas herramientas metodológicas asociadas

En general, las AP tienen como propósito principal resguardar los elementos de la biodiversidad, de los procesos que atentan contra ellos dentro del contexto donde dichas áreas fueron establecidas (Primack et ál. 1998). El logro de este propósito general depende del grado de cumplimiento de dos objetivos básicos: representatividad y persistencia (Margules y Pressey 2000). La **representatividad** hace referencia al grado en que el sistema de AP protege todo el ámbito de escalas espaciales y de organización biológica de la biodiversidad (Poiani et ál. 2000, Margules y Pressey 2000). La **persistencia** se refiere a que las AP deben asegurar la supervivencia a largo plazo de la biodiversidad, manteniendo los procesos ecológicos que la sustentan, la viabilidad de las poblaciones y la integridad

de los ecosistemas (Poiani et ál. 2000, Margules y Pressey 2000). El objetivo de persistencia debe incluir explícitamente elementos asociados con la redundancia, la resiliencia y la definición de límites de las AP (Primack et ál. 1998, Margules y Pressey 2000).

La planificación sistemática de AP incluye seis etapas generales (Recuadro 2). A continuación se presenta un breve marco conceptual de algunas de las herramientas aplicadas en la planificación sistemática

de sistemas de AP, relevantes para el cumplimiento del PTAP.

El análisis de vacíos en la representatividad ecológica

El diseño de una red representativa de áreas protegidas, componente fundamental de una planificación sistemática (etapas 1, 2, 3 y 4 en el Recuadro 2), requiere un marco conceptual y metodológico que permita la evaluación del cumplimiento de su objetivo de representatividad. El análisis de vacíos

en la representatividad de la biodiversidad es una de las herramientas utilizadas para estos efectos (Dudley y Parrish 2005). El análisis de vacíos, en su forma más simple, es un método que evalúa la biodiversidad de una determinada región, la compara con aquella que se encuentra dentro del sistema de áreas protegidas, e identifica dónde quedan especies o ecosistemas sin protección o con protección insuficiente (Dudley y Parrish 2005). Esta es una herramienta ampliamente utilizada y desarrollada sobre sólidos principios ecológicos (Scott et ál. 1989) que ha permitido fundamentar acciones de conservación en diferentes regiones del mundo y en diferentes escalas de planificación (ver García 1996, Kohlman et ál. 2007, Powell et ál. 2000, Arias et ál. 2008b). Una condición para el uso efectivo del análisis de vacíos es la existencia de una clasificación nacional o regional de tipos de vegetación bien fundamentada y oficial; la descrita por Zamora (2008, en este número de la RRNA) es la que se aplica para la planificación sistemática de la conservación en Costa Rica.

Un desafío asociado al análisis de vacíos, que hasta ahora no ha sido debidamente analizado, es la potencial contribución de la biodiversidad a la conservación en paisajes fragmentados y con diferentes usos del suelo. El tamaño pequeño de la mayoría de las AP en Mesoamérica (Miller et ál. 2001) obliga a que se tome en cuenta esta contribución; de acuerdo con Ranganathan y Daily (2007), los paisajes alterados y dominados por usos intensivos de la tierra pueden albergar remanentes de vegetación y especies únicas y, por ende, jugar un rol fundamental en la conservación de la biodiversidad. La biodiversidad dentro y fuera de los espacios protegidos es un pilar –aunque no necesariamente el único– para la producción de servicios ecosistémicos críticos para la sociedad

Recuadro 2

Etapas en la planificación sistemática para la conservación de la biodiversidad

1. Compilación de información sobre la biodiversidad
 - Revisar datos existentes y decidir cuáles representan la biodiversidad de la región de estudio.
 - Recolectar nuevos datos para mejorar o aumentar los disponibles.
 - Recolectar datos sobre especies raras o amenazadas, tipos de vegetación y procesos ecológicos.
2. Definición de metas de conservación
 - Definir metas cuantitativas referidas a especies, tipos de vegetación y otros elementos.
 - Definir metas cuantitativas referidas al tamaño mínimo, la conectividad y otros criterios asociados con el diseño de áreas protegidas.
3. Revisión de las áreas de conservación existentes
 - Medir el grado de representatividad de las áreas protegidas existentes.
 - Identificar las amenazas y las áreas poco representadas en términos de especies o tipos de vegetación (análisis de vacíos).
4. Selección de áreas de conservación adicionales
 - Identificar nuevas áreas a ser protegidas con base en el análisis de vacíos.
5. Implementación de acciones de conservación
 - Identificar la estrategia de manejo más factible para conservar las áreas identificadas como prioritarias.
 - Si una o más de las áreas seleccionadas se considera difícil o poco factible de conservar, se debe reevaluar el paso 4.
6. Mantenimiento de los valores de las áreas de conservación
 - Definir objetivos y metas de conservación para cada una de las áreas del sistema.
 - Implementar acciones de manejo y realizar la zonificación dentro y fuera del área de conservación.
 - Monitorear indicadores claves para la evaluación de la efectividad de las estrategias de conservación y la zonificación propuesta. El manejo deberá ser adaptado de acuerdo a esta información.

Fuente: Adaptado de Margules y Pressey (2000). Traducción libre de los autores.

moderna (MEA 2005); por ello, la planificación debe considerar el manejo y protección de la biodiversidad fuera de los espacios naturales protegidos, incluyendo los paisajes fragmentados (Ranganathan y Daily 2007). Las reservas privadas son un elemento clave de la conservación dentro de este contexto (Delgado et ál. 2008, en este número de la RRNA). Lo anterior implica un cambio en el modelo de conservación: se persigue ahora una gestión integrada del territorio que incluya tanto las AP como las áreas de amortiguamiento, paisajes con diferentes usos de la tierra y corredores biológicos (Bennett y Mulongoy 2006). Por supuesto, es dentro de este contexto que las reservas privadas pueden jugar un papel importante en la conservación; de hecho, ya existe un estándar para su manejo efectivo e inserción en una planificación sistemática a escala de paisaje (Delgado et ál. 2008).

Otro desafío relevante para la planificación sistemática de AP gira alrededor de la continuidad de los estudios de análisis de vacíos a escala nacional y regional. Este es un reto para las instituciones nacionales encargadas de la planificación y establecimiento de programas permanentes que actualicen, colecten, almacenen y analicen datos, según las necesidades específicas de planificación, de forma que la base científica y técnica se mejore con el tiempo.

Los corredores biológicos

Es claro que la planificación sistemática es indispensable para el mantenimiento de los procesos ecológicos y poblaciones de especies (Recuadro 2). Esto es especialmente relevante en aquellos paisajes vulnerables al impacto humano o donde la integridad ecológica se encuentre fuera de su estado óptimo (Bennett 1998, Parrish et ál. 2003). La conectividad –el grado en que un uso de la tierra facilita o impide un proceso ecológico, tal como la migración de aves

o la dispersión de semillas – es un atributo ecológico clave en la funcionalidad de los ecosistemas que debe incorporarse dentro de la planificación sistemática. El estudio realizado en Costa Rica por Arias et ál. (2008a) y Paaby (2008) ejemplifican la importancia de este enfoque en la conservación de biodiversidad a escala nacional. Asimismo, Céspedes et ál. (2008) muestran cómo los análisis de la conectividad pueden servir de base para la planificación de la conservación a escala de paisaje, aplicando el enfoque de corredores biológicos.

En general, las AP tienen como propósito principal resguardar los elementos de la biodiversidad, de los procesos que atentan contra ellos dentro del contexto donde dichas áreas fueron establecidas. El logro de este propósito general depende del grado de cumplimiento de dos objetivos básicos: representatividad y persistencia.

El diseño y gestión de los CB es una estrategia de conservación de uso común en América Latina y otras partes del mundo (Bennett y Mulongoy 2006). La meta de los CB (cuestionada por algunos, como se verá más adelante) es contribuir a mejorar las probabilidades de persistencia de muchas poblaciones de especies, proveer hábitats y recursos necesarios para completar el ciclo de vida de un rango amplio de especies y facilitar el movimiento en caso de cambios abruptos en los factores ecológicos asociados (Bennett 1998). Adicionalmente, los CB son

unidades de gestión de la biodiversidad (Canet et ál. 2008) con un alto grado de participación social (Rojas y Chavarría 2005), por lo que se han convertido en un elemento estratégico de la conservación en Mesoamérica. Sin embargo, a pesar del nivel de gestión alcanzado y del conocimiento generado, los CB continúan siendo un gran desafío en la gestión de la biodiversidad. Según Finegan et ál. (*en prensa*), la eficacia de los CB en la conservación de la biodiversidad ha sido tema de debate entre investigadores durante algún tiempo. Sin embargo, los principales autores citados señalan que es más probable que las poblaciones, las comunidades y los procesos ecológicos naturales se mantengan en paisajes que incluyen un sistema interconectado de hábitats (o sea, un corredor biológico) que en paisajes donde los hábitats naturales están compuestos por fragmentos dispersos y ecológicamente aislados (Finegan et ál. *en prensa*). En un sentido científico estricto, las funciones de los CB siguen siendo hipotéticas, ya que los estudios necesarios para demostrar que los CB cumplen con las funciones que se les atribuyen son complejos. Los CB de Mesoamérica son, en gran medida, paisajes fragmentados con las consiguientes implicaciones negativas para su funcionalidad ecológica; más que nunca, la participación local es condición imprescindible para el éxito de cualquier propuesta de conservación (Finegan et ál. *en prensa*, Rojas y Chavarría 2005). Es en este contexto donde se debe ampliar y profundizar el conocimiento sobre la funcionalidad de los CB.

Finalmente, con el fin de que las acciones de conservación diseñadas e implementadas estén acordes con los objetivos de conservación y que, a la vez, pueda evaluarse la efectividad de los CB como estrategia de conservación, es necesario realizar un ordenamiento conceptual y práctico de acuerdo con los objetivos de

los CB, tal como se ha hecho con las diferentes categorías de manejo de las áreas protegidas (Finegan et ál. *en prensa*).

El monitoreo en el contexto de la planificación sistemática

El manejo de las AP y los CB debe asegurar que sus valores (naturales y culturales) se mantengan en el espacio y en el tiempo (Primack et ál. 1998). Muchos de estos espacios, sometidos a múltiples fuentes de presión que reducen sus valores, sólo existen en el papel ya que en ellos nunca se han implementado acciones efectivas de manejo. La gestión efectiva de la biodiversidad requiere un flujo de información constante que permita evaluar la efectividad del manejo de las AP y CB y el cumplimiento de las metas de conservación (Herrera y Corrales 2004, Herrera 2006). Esto implica el ajuste de metas, objetivos, estrategias y acciones implementadas con una visión adaptativa (Herrera 2006, Margules y Pressey 2000).

Uno de los retos principales en la gestión de la biodiversidad es la evaluación de la hipótesis de si una estrategia de conservación específica abatirá las amenazas críticas y, por lo tanto, mejorará la integridad de un determinado componente de la biodiversidad sobre el cual se focalizan las acciones (Salafsky y Margoluis 1999). Un programa de monitoreo que acompañe los instrumentos de planificación sistemática (p.e. análisis de vacíos ecológicos) constituye el eje fundamental en el proceso de evaluación de acciones de conservación y es clave en la retroalimentación, el aprendizaje, la mejora y la adaptación de las estrategias de conservación implementadas (Hockings et ál. 2000).

Los sistemas de monitoreo deben contribuir con el manejo adaptativo y con la evaluación del impacto de las estrategias de conservación (Salafsky y Margoluis 1999). Asimismo, el manejo adaptativo debe contribuir

a que las comunidades y los ejecutores de un determinado proyecto obtengan la información requerida para manejar los recursos locales de una forma efectiva y modificar las acciones de acuerdo con la nueva información recopilada. En lo que al impacto del manejo se refiere, la información generada por el monitoreo permite a los equipos del proyecto, donantes y socios, conocer más sobre los efectos de los proyectos de conservación y extraer lecciones en cuanto al diseño e implementación de las estrategias de conservación (Margoluis y Salafsky 1998, Salafsky y Margoluis 1999).

Un reto adicional, tal y como lo señalan Herrera y Corrales (2004), es la necesidad de medir la integridad ecológica de las AP, ya que hasta ahora las metodologías desarrolladas e implementadas para evaluar la efectividad de manejo han sido dirigidas principalmente a la evaluación de la capacidad administrativa de las AP (p.e. Mena y Artavia s.f.). El monitoreo del impacto de las acciones de conservación sobre los procesos ecológicos que mantienen la diversidad biológica en los espacios protegidos sigue siendo uno de los retos más importantes en el manejo de las AP. Esto se aplica no solo en las AP sino también en los CB. El estándar diseñado por Canet et ál. (2008) para CB plantea principios, criterios e indicadores prácticos y relevantes para este fin, y constituye un hito en la evolución de las herramientas de manejo para los CB en América Latina. Ante los compromisos señalados por el PTAP es clave la medición de la integridad ecológica y la viabilidad de las poblaciones de especies claves y de la efectividad de estrategias de conservación a nivel de los sistemas nacionales de conservación, como lo señalan Finegan et ál. (2008).

Hacia una visión integrada de la gestión de la biodiversidad

Desde el punto de vista de los

autores, los siguientes elementos deberán ser incorporados en el ciclo de la planificación sistemática para la conservación de la biodiversidad.

Áreas funcionales de conservación

Dado el tamaño reducido de muchas AP, por lo menos en Costa Rica, existe la probabilidad de que muchas estén perdiendo poblaciones de aquellas especies más vulnerables a la reducción de su hábitat. Es probable que la mayoría de las AP no alcancen un tamaño suficiente como para ser consideradas libres del peligro de extinción de especies, o bien que no se den interferencias en los procesos ecológicos y evolutivos (Miller et ál. 2001). Resulta por lo tanto prioritario y urgente, el desarrollo e implementación de redes de territorios interconectados que permitan cumplir con los objetivos y metas de conservación, y que consideren en su diseño y planificación las diferentes escalas espaciales, usos e intensidades de uso de la tierra (Poiani et ál. 2000, Bennett y Mulongoy 2006). Tales redes pueden denominarse *áreas funcionales para la conservación* (Poiani et ál. 2000), e integran AP, CB, paisajes dominados por diferentes usos de la tierra y áreas de amortiguamiento (Poiani et ál. 2000, Bennet y Mulongoy 2006). El reto es establecer estas áreas de gestión y dotarlas con los mecanismos institucionales necesarios para su implementación.

Gestión del conocimiento e investigación para la toma de decisiones

El modelo de conservación existente ha tenido limitaciones en el aprendizaje para la gestión de los recursos naturales. Muchas de las organizaciones dedicadas a la conservación de la biodiversidad tienen como objetivo generar y transferir información técnica y científica que fundamente, en forma comprensiva, la toma de decisiones. Este proceso

de toma de decisiones, desde el punto de vista de la gerencia social, se orienta a la solución de problemas -proceso mediante el cual quienes toman decisiones valoran diferentes opciones para finalmente orientarse hacia un curso de acción que apunte a resolver o atenuar un problema determinado (Coronado et ál. 2007). Este proceso requiere de conocimiento para identificar síntomas, comprender causas y valorar acciones correctivas (Coronado et ál. 2007) para así generar organizaciones que modifiquen su accionar y se adapten a nuevas ideas y conocimiento (Garvin 2003).

Ante un mundo cambiante -y para aprender y adaptarse a nuevos escenarios que traen los paradigmas actuales del desarrollo económico,

político y social -, un sistema de AP y CB dentro de áreas funcionales para la conservación requiere de conocimiento y de enfoques de manejo adaptativos (Margoluis y Salafsky 1998). Esto implica aprender de las experiencias exitosas y poco exitosas, reconocer la incertidumbre en el proceso del manejo y aceptar e incorporar cambios inesperados en el contexto dentro del cual se aplica el manejo. En este contexto, es indispensable que los diversos usuarios aprovechen la investigación generada para la toma de decisiones y así orienten la formulación de políticas públicas nacionales. La experiencia muestra que esto ha sido difícil; por lo general, los resultados de la investigación científica y del monitoreo han influido mínima-

mente en el diseño e implementación de estrategias de conservación. En consecuencia, es necesario desarrollar e institucionalizar modelos de gestión del conocimiento que permitan al personal de las instituciones encargadas de la gestión de la biodiversidad, la generación y difusión del conocimiento como medio para mejorar el proceso de toma de decisiones.

Participación e integración de los grupos de interés

El papel central que tienen todos los grupos de interés es reconocido en los procesos de planificación e implementación de estrategias para la conservación de la biodiversidad, y se vuelve particularmente importante en la definición de los



Foto: TNC.

Dado el tamaño reducido de muchas áreas de protección, por lo menos en Costa Rica, existe la probabilidad de que muchas estén perdiendo poblaciones de aquellas especies más vulnerables a la reducción de su hábitat

objetivos de manejo y en los procesos de toma de decisiones (Knight et ál. 2005). Desde el punto de vista de la CBD, el PTAP identifica tres grandes retos que deben ser debidamente abordados durante el proceso de planificación de sistemas de AP: a) la necesidad de ampliar los modelos de gobernanza, b) la necesidad de mejorar y ampliar la participación social y c) la distribución equitativa de costos y beneficios de las AP (Dudley et ál. 2005).

En cuanto a los modelos de gobernanza, parece inminente la necesidad de ampliar el espectro de modelos y mecanismos de gobernanza de las AP para que vayan más allá de los esquemas centralizados que dominan actualmente la gestión (Graham et ál. 2003). Dado que la protección y manejo de la biodiversidad afecta los intereses de muchos grupos interesados, su involucramiento en el proceso de planificación es un elemento estratégico (Graham et ál. 2003). Otro reto mencionado es la necesidad de diseñar mecanismos para que los procesos de manejo y toma de decisiones incorporen y respondan a los intereses de un amplio rango de grupos de interés, particularmente las comunidades locales que habitan alrededor de las AP (Worah 2002). Algunas experiencias en Costa Rica y otras parte de Mesoamérica muestran que los procesos participativos aseguran que la planificación se ajuste a los intereses y objetivos de la sociedad que gestiona la biodiversidad a conservar; asimismo, estos esquemas promueven planes más comprensibles, adaptados al lenguaje y la capacidad de interpretación de aquellos que tienen que ejecutarlos o que se ven afectados positiva o negativamente por ellos³ (Solís et ál. 2002).

Finalmente, hay que asegurarse de que los costos y los beneficios generados por las AP se compartan en forma equitativa (Carrizosa et ál.

2004). El establecimiento de mecanismos de compensación y distribución de beneficios, debido al establecimiento o manejo de un AP, no es una tarea fácil. Igualmente compleja es la identificación de los grupos involucrados que deben compensar costos o compartir beneficios; de hecho, este es, tal vez, uno de los mayores retos en la planificación de sistemas efectivos de áreas protegidas a nivel mundial (Dudley y Parrish 2005). Para un análisis sobre este último tema se recomienda consultar Carrizosa et ál. (2004).

Desarrollo de planes de implementación y planes financieros

Los diferentes instrumentos de planificación, como por ejemplo el análisis de vacíos o propuestas de monitoreo del sistema de AP, brindan buena información espacial de dónde deben concentrarse los esfuerzos de conservación, pero muy poca información sobre el modelo de manejo, los actores involucrados y los recursos necesarios para que los sitios identificados se conserven en forma efectiva (Knight et ál. 2005). Es por esto que la estrategia de implementación de los planes debe incorporarse dentro del proceso y construirse en conjunto con los grupos de interés o actores pertinentes; sobre todo si estos actores se relacionan con la implementación de tales estrategias.

La planificación del sistema de AP, tal y como lo aborda el PTAP de la CBD, requiere, paralelamente, un desglose de los recursos necesarios para cumplir con los objetivos y metas de conservación definidos. Esta planificación integrada -no incluida en el marco conceptual de planificación sistemática propuesto por Margules y Pressey (2000) - es útil tanto para revisar el estado actual de las finanzas, como para

el desarrollo de planes operativos anuales, el establecimiento de necesidades financieras y prioridades para los siguientes años (Emerton et ál. 2006). El estudio de caso brindado por Suárez et ál. (2008) es un buen ejemplo de planificación financiera para sistemas de áreas protegidas.

Integración a procesos intersectoriales

Los sistemas de AP están inmersos en una matriz de múltiples usos y escalas de intensidad de uso de la tierra y los CB que los unen son parte de esa matriz. Eso implica la inherente interacción de procesos biofísicos (p.e. el ciclo del agua), ecológicos (p.e. rutas migratorias) y antropogénicos (p.e. cambio de uso del suelo) que tienen un impacto directo o indirecto sobre los objetivos de conservación de las AP y los CB. La planificación sistemática de la conservación de la biodiversidad puede proveer información estratégica (p.e. priorización de sistemas ecológicos que deben conservarse, rutas críticas para el mantenimiento de la conectividad) que influya en los procesos regionales de planificación del uso de la tierra. Por otra parte, esta información generada puede también influir en las políticas de aquellas instituciones nacionales y regionales relacionadas con los procesos de ordenamiento territorial (p.e. municipalidades). Sin embargo, deben definirse mecanismos formales para integrar esta información en los procesos de planificación del uso de la tierra y el ordenamiento territorial. Además, deben definirse mecanismos para la concientización sobre la importancia del mantenimiento de procesos ecológicos a escalas regionales, así como el desarrollo de mecanismos legales e institucionales que respalden los procesos de toma de decisiones.

³ Arguedas, S. 2008. Coordinador Técnico, ELAP (Escuela Latinoamericana de Áreas Protegidas), Costa Rica. Comunicación personal.

La planificación sistemática de la conservación: la experiencia de Costa Rica

Costa Rica ha venido realizando esfuerzos de planificación de su sistema de áreas protegidas desde alrededor de 30 años. Muchas de sus AP no fueron necesariamente establecidas bajo un marco de planificación sistemática, lo cual en buena parte coincidía con el poco desarrollo de los principios de la biología de la conservación y el nivel de conciencia ambiental del país en esos años. A partir de mediados de la década de 1980 se iniciaron esfuerzos para aplicar instrumentos indispensables en la planificación sistemática, como el análisis de vacíos (García 1996). Los

procesos actualmente en desarrollo en Costa Rica, sintetizados en el presente número de la RRNA, constituyen la base para la planificación de la conservación a nivel nacional. La institucionalización de la clasificación de los ecosistemas terrestres, junto con la información biológica recolectada por universidades y el Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), la actualización del análisis de vacíos de conservación en el componente terrestre y los análisis de vacíos de la representatividad de la biodiversidad en los sistemas de aguas continentales y marinos, los avances en cuanto a herramientas para el manejo de los corredores biológicos y la implementación del

PROMEC-CR ponen en evidencia el buen estado de avance y el potencial que tiene este enfoque de conservación en el país. Paralelamente, se ha formalizado el seguimiento a la implementación de las recomendaciones de dichos estudios a través de un programa permanente dentro del SINAC; así, a cuatro años plazo, se ha definido la ruta crítica que el país debe seguir para cumplir con las metas de conservación propuestas (SINAC 2008). Los procesos de implementación incluyen la instauración dentro del SINAC de un programa nacional de CB, con el fin de fomentar el manejo y gestión de los CB del país y la oficialización del PROMEC-CR. 

Agradecimientos

Un especial agradecimiento a todos los autores que participaron en la elaboración de los diferentes artículos científicos presentados en este Número Especial de la Revista Recursos Naturales y Ambiente. A Claudia Bouroncle (CATIE), Claudine Sierra (Consultora), Francisco Núñez (TNC), Gerardo Umaña (Universidad de Costa Rica), Joel Sáenz (Universidad Nacional), Lenin Corrales (TNC) y Pía Paaby (Consultora) por la colaboración en la revisión técnica de los manuscritos. A Roberto Mora, quien gentilmente preparó los mapas que acompañan a los artículos. La publicación fue posible gracias a los aportes financieros del Programa de Ciencias del TNC en Costa Rica.

Esperamos que este número de la RRNA sistematice y haga llegar en una sola obra, un conjunto de reflexiones y recomendaciones sobre las estrategias que el país deberá de implementar para cumplir con sus metas de conservación. Asimismo, esperamos que los artículos aquí publicados contribuyan a procesos de planificación sistemática que se están realizando en el resto de Latinoamérica.

Literatura citada

- Arias, E; Chacón, O; Herrera, B; Induni, G; Acevedo, H; Coto, M; Barborak, JR. 2008a. Las redes de conectividad como base para la planificación de la conservación de la biodiversidad: propuesta para Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 54:37-43
- _____; Chacón, O; Induni, G; Herrera, B; Acevedo, H; Corrales, L; Barborak, JR; Coto, M; Cubero, J; Paaby, P. 2008b. Identificación de vacíos en la representatividad de ecosistemas terrestres en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 54:21-27
- Canet, L; Finegan, B; Bouroncle, C; Gutiérrez, I; Herrera, B. 2008. El monitoreo de la efectividad del manejo de corredores biológicos. Una herramienta basada en la experiencia de los comités de gestión en Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 54:51-58.
- Bennett, AF. 1998. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, CH / Cambridge, UK, IUCN. 254 p.
- Bennett, G; Molungoy, KJ. 2006. Review of experiences with ecological networks, corridors and buffer zones. Montreal, CA, Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Technical Series No. 23. 100 p.
- Carrizosa, S; Brush, SB; Wright, BD; Maguire, PE. (Eds.). 2004. Accessing biodiversity and sharing the benefits: Lessons from implementation of the convention on biological diversity. Gland, CH / Cambridge, UK, IUCN. 316 p.
- CBD (Convention on Biological Diversity). s.f. Objective and structure of the Programme of Work on Protected Areas. <http://www.cbd.int/protected/objectives.shtml>
- Céspedes, MV; Finegan, B; Herrera, B; Delgado, LD; Velásquez, S; Campos, JJ. 2008. Diseño de una red ecológica de conservación entre la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas del Área de Conservación Osa, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 54:44-50
- Coronado G, G; Cañas S, F; Herrera, B. 2007. La gestión del conocimiento para la toma de decisiones. San José, CR, The Nature Conservancy. Serie Técnica No. 5. 32 p.
- Delgado, D; Ramos, Z; Bouroncle, C. 2008. Evaluación de la efectividad de estrategias de conservación en tierras privadas. Una propuesta de estándar para los principales mecanismos utilizados en Latinoamérica. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 54:59-65

- Dudley, N; Parrish, J. 2005. Cubriendo los vacíos, la creación de sistemas de áreas protegidas ecológicamente representativas. The Nature Conservancy (TNC). Mérida, Yucatán, México. 128 p.
- _____; Mulongoy, KJ; Cohen, S; Stolton, S; Barber, CV; Gidda, SB. 2005. Towards effective protected area systems: An action guide to implement the Convention on Biological Diversity Programme of Work on Protected Areas. Montreal, CA, Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Technical Series no. 18. 108 p.
- Emerton, L; Bishop, J; Thomas, L. 2006. Sustainable financing of protected areas: A global review of challenges and options. Gland, CH / Cambridge, UK, IUCN. 97 p.
- Finegan, B; Céspedes Agüero, M; Sesnie, SE; Herrera, B; Induni, G; Sáenz, J; Ugalde, J; Wong, G. 2008. El monitoreo ecológico como herramienta de manejo para la conservación. Bases conceptuales y estructura del Programa de Monitoreo Ecológico Terrestre en Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente no. 54:66-73.
- _____; Céspedes Agüero, M; Sesnie, SE. *En prensa*. Programa de monitoreo ecológico de las áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR): Etapa 1: 2007-2011. Documento Técnico de Referencia - El Monitoreo Ecológico como Componente Integral del manejo de Áreas Protegidas y Corredores Biológicos en los Trópicos: conceptos y práctica. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- García, R. 1996. Propuesta técnica de ordenamiento territorial con fines de conservación de biodiversidad en Costa Rica: proyecto GRUAS. San José, CR, Ministerio de Ambiente y Energía / Sistema Nacional de Áreas de Conservación / Proyecto Corredor Biológico Mesoamericano. 114 p.
- Garvin, DA. 2003. Crear una organización que aprende. *In* Harvard Business Review: Gestión del conocimiento. Bilbao, ES, Deusto. p. 51-89.
- Graham, J; Amos, B; Plumtre, T. 2003. Principles for good governance in the 21st century. Ottawa, CA, Institute on Governance. Policy Brief No. 15. 9 p.
- Herrera, B; Corrales, L. 2004. Metodología para la selección de criterios e indicadores y análisis de verificadores para la evaluación del manejo forestal a escala de paisaje. Ciudad de Guatemala, GT, IARNA-URL. Documentos Técnicos No. 14. 31 p.
- _____. 2006. Medidas de éxito. *In* Granizo, T; Molina, ME; Secaira, E; Herrera, B; Benítez, S; Maldonado, O; Libby, M; Arroyo, P; Isola, S; Castro, M. (Eds.). Manual de planificación para la conservación de áreas PCA. Quito, EC, TNC/USAID. p. 137-147.
- Hockings, M; Stolton, S; Dudley, N. 2000. Evaluating effectiveness: A framework for assessing the management of protected areas. *In* Phillips, A. (Ed.). World Commission on Protected Areas (WCPA). Cambridge, UK, IUCN. Best Practice Protected Area Guidelines Series No.6. 121 p.
- Knight, AT; Cowling, RM; Campbell, BM. 2005. An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology* 20(2): 408-419.
- Kohlmann, B; Solís, A; Elle, O; Soto, X; Russo, R. 2007. Biodiversity, conservation, and hotspot atlas of Costa Rica: a dung beetle perspective (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Zootaxa* 1457: 1-37.
- Margules, CR; Pressey, RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Margoluis, R; Salafsky, N. 1998. Measures of success: designing, managing and monitoring conservation and development projects. Washington D.C., US, Island Press. 364 p.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, D.C., US, Island Press. 137 p.
- Mena, AY; Artavia, GZ. s.f. Hacia la administración eficiente de las áreas protegidas: políticas e indicadores para su monitoreo. San José, CR, Ministerio del Ambiente y Energía / Sistema Nacional de Áreas de Conservación / PROARCA / INBio. 56 p.
- Miller, K; Chang, E; Johnson, N. 2001. En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano. Washington D.C., US, World Resources Institute. 49 p.
- Paaby, P. 2008. Vacíos en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad en aguas continentales de Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente no. 54:28-36.
- Parrish, JD; Braun, DP; Unnasch, RS. 2003. Are we conserving what we say we are?: Measuring ecological integrity within protected areas. *Bioscience* 53(9):851-860.
- Poiani, KA; Richter, BD; Anderson, MG; Richter, HE. 2000. Biodiversity conservation at multiple spatial scales: functional sites, landscapes and networks. *Bioscience* 50 (2):133-146.
- Powell, GVN; Barborak, J; Rodríguez, M. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: A preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93(1):35-41.
- Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 1998. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. México D.F., MX, Fondo de Cultura Económica. 797 p.
- Ranganathan, J; Daily, G. 2007. La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de Mesoamérica manejados por humanos. *In* Harvey, CA; Sáenz, JC. (Eds.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. 2007. Santo Domingo, CR, INBio. p. 15-30.
- Rojas, L; Chavarría, M. 2005. Corredores biológicos de Costa Rica. San José, CR. Corredor Biológico Mesoamericano sección CR. s.p.
- Salafsky, N; Margoluis, R. 1999. Threat reduction assessment: A practical and cost-effective approach to evaluating conservation and development projects. *Conservation Biology* 13: 830-841.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación, CR). 2006. El sistema de áreas silvestres protegidas de Costa Rica: informe nacional. II Congreso Mesoamericano de Áreas Protegidas [Panamá, 24-28 de abril 2006]. 96 p.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación, CR). 2007. GRUAS II: propuesta de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica. Vol. 1: Análisis de vacíos en la representatividad e integridad de la biodiversidad terrestre. San José, CR. 100 p.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2008. GRUAS II: propuesta de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica. Vol. 4: Acciones estratégicas para el cumplimiento de las metas de conservación de la biodiversidad continental en Costa Rica (2008-2012). San José, CR. 138 p.
- Sánchez-Azofeifa, GA; Quesada-Mateo, C; González-Quesada, P; Dayanandan, S; Bawa, KS. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: Examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* 109:123-135.
- Scott, JM; Csuti, B; Estes, JE; Anderson, H. 1989. Status assessment of biodiversity protection. *Conservation Biology* 3: 85-87.
- Solís R, V; Madrigal, CP; Ayales, CI; Fonseca, BM. 2002. The Mesoamerican Biological Corridor and local participation. *PARKS* 2(2): 42-54.
- Suárez, I; Jiménez, S; Vargas, K; Chan, G. 2008. Estrategia financiera para sistemas de áreas protegidas. La experiencia del Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente no. 54:74-80.
- Worah, S. 2002. The challenge of community based protected area management. *PARKS* 2 (2): 80-90.
- Zamora, N. 2008. Unidades fitogeográficas para la clasificación de ecosistemas terrestres en Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente no. 54:14-20.

Unidades fitogeográficas para la clasificación de ecosistemas terrestres en Costa Rica

Nelson Zamora¹

El Mapa de Unidades Fitogeográficas está compuesto de unidades espaciales que comparten características en sus patrones de vegetación. Esta segregación divide el país en 33 unidades, dos de las cuales pertenecen a la Isla del Coco. La representatividad de cada UF es variable a lo largo del territorio nacional; así por ejemplo, las “tierras bajas del río Tempisque” es la categoría más abundante, en tanto que las “laderas de los edificios volcánicos de Guanacaste”, los “páramos de la cordillera Volcánica Central”, las “laderas y zonas bajas de la península de Nicoya” y las “cimas de la península de Osa” son las más raras o de menores dimensiones.

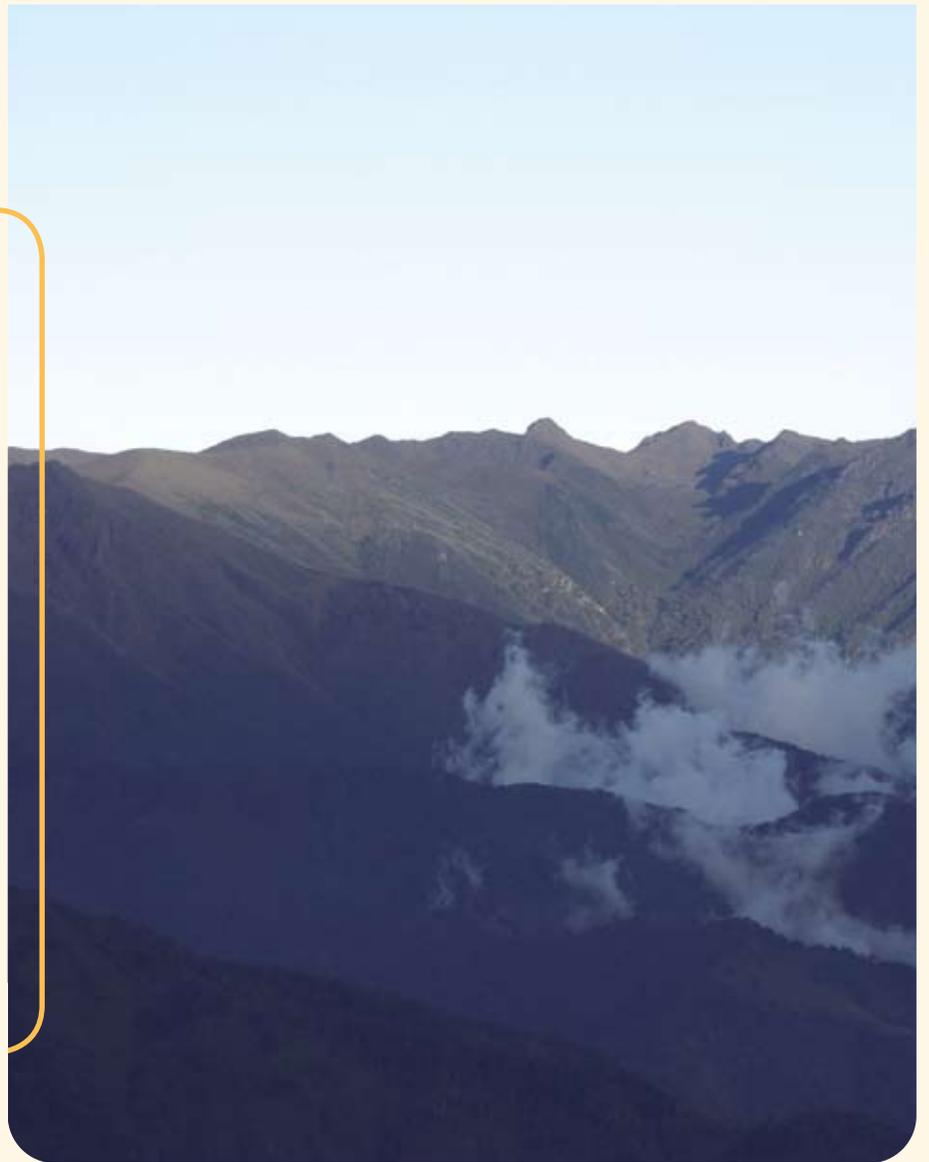


Foto: TNC.

¹ Departamento de Botánica, Instituto Nacional de Biodiversidad. nzamora@inbio.ac.cr

Resumen

Se ofrece un nuevo sistema de clasificación de los sistemas ecológicos terrestres para Costa Rica. Se proponen 33 unidades fitogeográficas con su respectiva descripción. Las unidades fitogeográficas se definen por patrones florísticos, los cuales, para propósitos de su delimitación, son combinados con factores abióticos.

Palabras claves: Ecología vegetal; ecosistema; vegetación; taxonomía; biogeografía; composición botánica, bosques, Costa Rica.

Summary

Phytogeographical units for the classification of terrestrial ecosystems in Costa Rica.

A new terrestrial ecosystem classification system for Costa Rica is presented. Thirty-three phytogeographic units are proposed; a detailed description of each unit is also offered. The phytogeographic units are defined on a floristic pattern basis, and for delimitation purposes, these patterns are combined with abiotic factors.

Keywords: Plant ecology; ecosystem; vegetation; taxonomy; biogeographic; botanical composition.

Introducción

Los esfuerzos de clasificación de la vegetación en Costa Rica se iniciaron hace unos 143 años. Durante el siglo XVIII se hicieron esbozos generales de la cobertura por medio de especies o grupos de ellas para designar tipos particulares de vegetación. Sin embargo, no fue sino hasta el siglo XIX que el empleo de los elementos florísticos tomó mayor importancia para identificar regiones fitogeográficas; entre los estudios más relevantes y detallados de esa época se destaca el de Wercklé (1909) sobre la subregión fitogeográfica costarricense. En 1969 se publicó el Mapa Ecológico de Costa Rica (Tosi 1969), basado en el concepto de zonas de vida de Holdridge (1967); a partir de ese momento cambia la concepción y se da mayor énfasis a los elementos abióticos. En esa misma época se inicia también el movimiento de conservación en Costa Rica, con la creación de parques nacionales y reservas biológicas. A pesar de que estos dos últimos eventos se dieron casi al mismo tiempo, el desarrollo de ambas líneas de investigación ha ido en paralelo por muchos años y su integración es apenas de origen reciente.

Las contribuciones de Gómez (1986) y Herrera y Gómez (1993) proponen una concepción distinta sobre la clasificación de la vegetación, ya que añaden otros elementos no considerados por el sistema de Holdridge. Uno de gran importancia es el número de meses secos o estacionalidad. La reciente publicación de un mapa de regiones botánicas o florísticas integra de nuevo los elementos florísticos como elementos claves para el modelado de tipos de vegetación en el país, dando énfasis a patrones de composición (ver justificación y descripciones en Zamora et ál. (2004).

La presente propuesta de unidades fitogeográficas pretende dar seguimiento y ajuste a la propuesta de regiones florísticas, con el fin de alcanzar una mayor complementariedad con sistemas recientes como los ya mencionados. Nuestra meta es lograr una propuesta más evolucionada y práctica que asegure la conservación y funcionalidad de la biodiversidad representada en Costa Rica. Para estos efectos se procedió a hacer una fusión de ambas iniciativas para generar las “unidades fitogeográficas” como elementos de filtro grueso para los sistemas terrestres.

La definición de las unidades fitogeográficas parte de la premisa de que existen patrones de vegetación determinados por un conjunto o porcentaje de elementos florísticos que, por su abundancia y distribución, pueden ser utilizados como indicadores para identificar áreas o regiones (núcleo, de procedencia, de origen), desplazamiento (altitudinal, latitudinal) y dominancia en el espacio. A partir de tales identificaciones se logra delimitar patrones. El modelado de los patrones (o unidades) se define, entonces, por el comportamiento de la composición florística como elemento de mayor significancia. No obstante, en la definición final se consideran factores abióticos como los regímenes de precipitación, la variación de la temperatura, el número de meses secos, la variación topográfica del terreno, los rangos altitudinales, los factores edáficos, y, en ocasiones, elementos geológicos.

El mapa actual es el resultado de un proceso que conjuga información de mapas y escritos de publicación reciente (Tosi 1969, Gómez 1986, Herrera y Gómez 1993, Zamora et ál. 2004). Además, como fuente de información primaria, se usó la base de datos *Atta* del Instituto Nacional

de Biodiversidad (INBio), la cual contiene cientos de registros de especies de plantas provenientes de más de 15.000 localidades o puntos de inventario de la flora del Costa Rica.

El proceso de análisis buscó llegar a una propuesta basada en fundamentos científicos, pero que a la vez fuera sencilla, lógica y práctica para facilitar y guiar la conservación, protección, investigación y administración de la biodiversidad. El contorno o “límite” de las unidades está definido, en la mayoría de los casos, por curvas de nivel (o gradiente altitudinal) o por un accidente geográfico, como un río o cuenca ligada estrechamente a condiciones climáticas. A partir de un análisis vegetacional previo, estos factores per-

miten dibujar, *grosso modo*, dónde ocurren los cambios en la composición florística. Los factores edáficos se han utilizado hasta el momento sólo para identificar áreas bajo la influencia de inundaciones o anegamiento, ya sea temporal o permanente. Este último factor -además de otros como nubosidad permanente, suelos calcáreos, aluvionales, etc. - se ha empleado para dividir unidades en áreas más pequeñas, pero su unicidad siempre es guiada por la composición florística imperante. Las categorías de división deseadas son unidades, subunidades y polígonos o ecosistemas.

La propuesta de clasificación

El Mapa de Unidades Fitogeográficas (Fig. 1) está compuesto de unidades

espaciales que comparten características en sus patrones de vegetación. Esta segregación divide el país en 33 unidades, dos de las cuales pertenecen a la Isla del Coco. La descripción de cada una de las UF se encuentra en el Cuadro 1. La representatividad de cada UF es variable a lo largo del territorio nacional (Cuadro 2); así por ejemplo, las “tierras bajas del río Tempisque” (UF 06b) es la categoría más abundante, en tanto que las “laderas de los edificios volcánicos de Guanacaste” (UF 07b), los “páramos de la cordillera Volcánica Central” (UF 11a), las “laderas y zonas bajas de la península de Nicoya” (UF 12a) y las “cimas de la península de Osa” (UF 17a) son las más raras o de menores dimensiones (Cuadro 2).

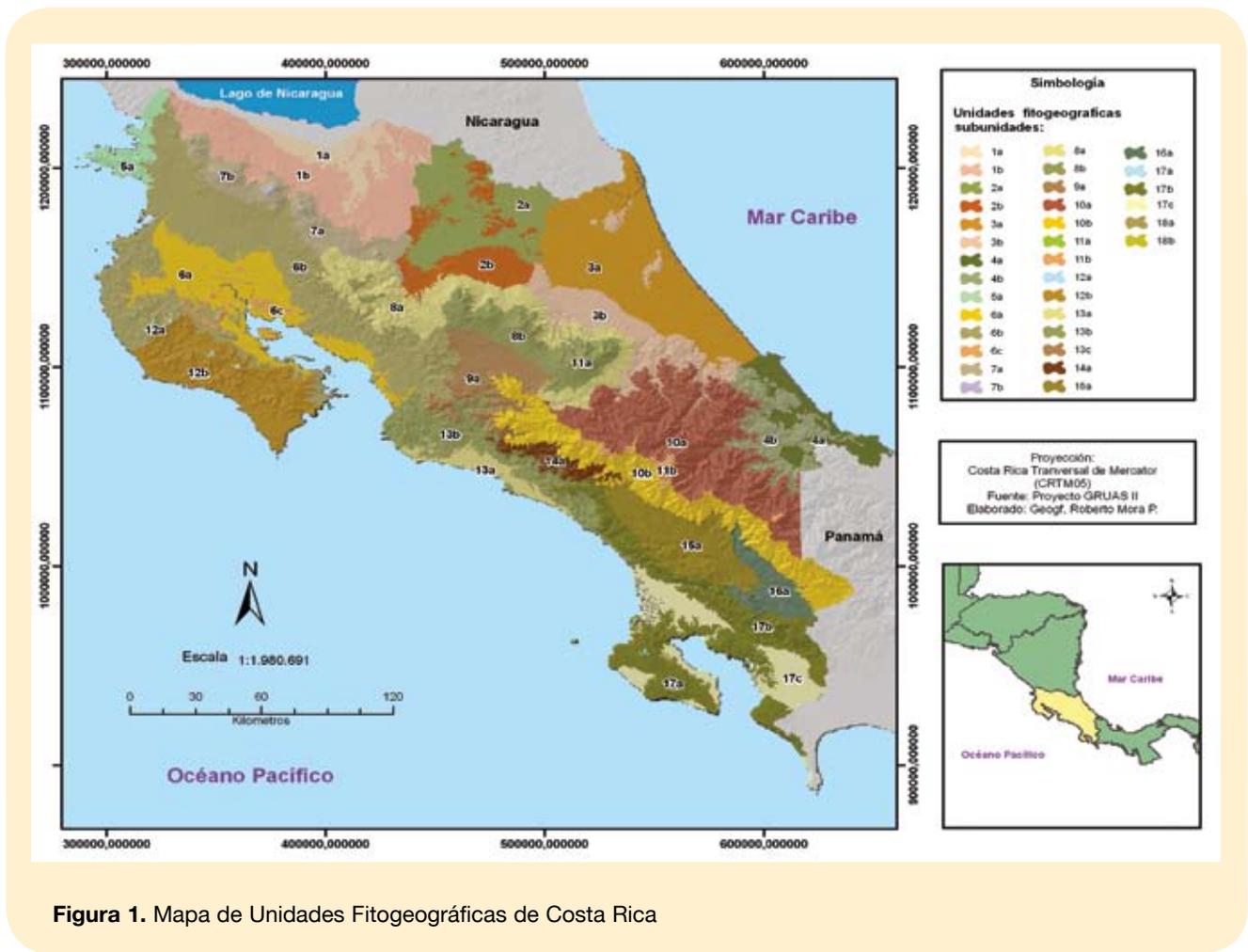


Figura 1. Mapa de Unidades Fitogeográficas de Costa Rica

Cuadro 1. Descripción de las unidades fitogeográficas de Costa Rica

UF	Descripción
01a. Llanuras de Guatuso, tierras bajas	Tierras bajas con topografía plana, 10-40 m, inundadas la mayor parte del año; esa condición de anegamiento tiene un efecto directo sobre la composición y estructura de la vegetación y provoca la formación de asociaciones de pocas especies que cubren extensiones significativas; la diversidad general de plantas es reducida.
01b. Llanuras de Guatuso, tierras elevadas	Tierras elevadas con topografía plano-ondulada o levemente irregular, entre 40-500 m, con una buena condición de drenaje de los suelos y ausencia de anegamiento permanente, lo cual disminuye la formación de asociaciones de especies a gran escala y permite el sustento de una vegetación más heterogénea o diversa.
02a. Llanuras de San Carlos, tierras bajas	Tierras bajas con topografía plana o ligeramente ondulada, 30-100 m, inundadas o semi-inundadas la mayor parte del año, con presencia de vegetación heterogénea en suelos de mejor drenaje y dispersas formaciones de asociaciones de especies en áreas influenciadas por el anegamiento.
02b. Llanuras de San Carlos, tierras elevadas	Tierras elevadas entre 100 y 500 m, con topografía mayormente ondulada a irregular, suelos en general con buen drenaje, con vegetación heterogénea y alta diversidad de plantas. Sotobosque con abundancia de palmas, mayor concentración en las elevaciones bajas de esta unidad. Esta subunidad cuenta con la más alta diversidad de plantas, con presencia de unos pocos elementos florísticos de bosques montanos, que refleja cambios e indica inicios de una unidad superior.
03a. Llanuras de Tortuguero, tierras bajas	Tierras bajas con topografía plana, entre 0-100 m, inundadas la mayor parte del año, lo que provoca la formación de extensas masas de bosque dominadas por unas pocas especies, en especial en aquellas áreas con inundación permanente. En general, esta condición de humedad de los suelos disminuye relativamente la diversidad de plantas y eleva la abundancia de unas pocas.
03b. Llanuras de Tortuguero, tierras elevadas	Tierras elevadas, entre 100 y 700 m, con topografía mayormente ondulada a irregular que provee un buen drenaje a los suelos y eleva la diversidad de plantas y la formación de una vegetación más heterogénea. Esta subunidad tiene una alta diversidad de plantas, con presencia de unos pocos elementos florísticos de bosques montanos, lo que refleja cambios e indica inicios de una unidad superior.
04a. Tierras bajas del Caribe Sur	Tierras bajas con topografía plana, de 0-100 m, con apariencia de llanura, permanecen inundadas la mayor parte del año, con presencia de asociaciones vegetales dominadas por unas pocas especies lo cual provoca una disminución general en la diversidad de plantas. Algunas áreas con un mejor drenaje albergan una vegetación más diversa y una estructura de bosque distinta.
04b. Estribaciones del Caribe de la cordillera de Talamanca	Tierras elevadas, entre 100 y 700 m, con topografía de ondulada a irregular que provee un buen drenaje a los suelos y eleva la diversidad de plantas o la formación de una vegetación más heterogénea. Esta subunidad cuenta con alta diversidad de plantas, con presencia de unos pocos elementos florísticos de bosques montanos, lo que refleja cambios e indica inicios de una unidad superior.
05a. Península de Santa Elena	Tierras con topografía irregular o quebrada, 0-719 m, con algunas áreas de llanuras de formación aluvional entremezcladas, principalmente en la desembocadura de ríos de mayor caudal. Alberga una vegetación propia de climas secos, en general caducifolia con elementos que se distribuyen en áreas áridas y subáridas, arbustiva, con sabanas arboladas y bosques de galería en las cuencas. Una pequeña muestra aislada de vegetación siempre verde con características de bosques nublados montanos aparece en la cima de mayor elevación (719 metros). Geológicamente, es uno de los sitios más antiguos de Centroamérica.
06a. Tierras bajas del Tempisque	Tierras bajas con topografía plana, 0-40 m, inundadas la mayor parte del año; esta condición de anegamiento por largos periodos y niveles de agua relativamente altos albergan una diversidad de plantas exclusiva de sitios lacustres o palustres; la condición topográfica y edáfica de esta subunidad restringe o provoca un aislamiento de la vegetación.
06b. Pie de monte de la cuenca del Tempisque	Tierras bajas con topografía plana a ondulada, de 40-600 m, incluye el pie de monte de las cordilleras de Guanacaste y Tilarán y lomas bajas del noroeste de la península de Nicoya, y se extiende al sur hasta el Valle Central occidental. Alberga una vegetación mayormente caducifolia, con pequeñas manchas de vegetación siempre verde o bosques de galería, en especial en áreas donde la capa de agua es más elevada; así como sabanas arboladas en la parte noroeste limitadas por una formación edáfica especial. Su composición cuenta con un patrón de dominancia (mayor-menor) y distribución norte-sur a lo largo del litoral hasta el Pacífico central.
06c. Cerros cársticos de la cuenca del Tempisque	Cerros cársticos con topografía ondulada o irregular; formaciones calcáreas inmersas en una matriz general de llanuras a su alrededor provocan un aislamiento de la vegetación que se asienta sobre este sustrato tan exclusivo en la región, varias especies de plantas están restringidas a esta condición edáfica.

UF	Descripción
07a. Laderas de los edificios volcánicos de Guanacaste	Tierras de laderas con topografía desde ondulada hasta quebrada, entre 600 y 1500 m por el Pacífico y 500-1500 m por el Caribe. Esta banda de elevación alberga una vegetación con características más húmedas por el lado Caribe y con un ligero efecto de estacionalidad por el lado pacífico. Su fisonomía en general es de vegetación compacta, con un sotobosque denso con muchos tallos. Modelada principalmente por factores climáticos como la neblina y fuertes vientos.
07b. Cimas de los edificios volcánicos de Guanacaste	Tierras de las cimas de los edificios volcánicos, arriba de los 1500 m, con topografía quebrada, vegetación bajo condiciones de humedad relativa alta constante o permanente la mayor parte del tiempo, lo que hace que su diversidad sea más o menos homogénea. Los pasos abruptos que separan estos edificios volcánicos también tiene un efecto en la particularidad de la flora que albergan dichas cimas. Su fisonomía, en general, es de vegetación compacta, con un sotobosque denso con muchos tallos. Modelada principalmente por factores climáticos como la neblina y fuertes vientos.
08a. Cordillera de Tilarán	Tierras de laderas con topografía ondulada a quebrada, a partir de los 800 m (por el Pacífico) y 500 m (por el Caribe). Por su condición de cordillera relativamente baja, de topografía general relativamente uniforme en toda su extensión, carece de pasos abruptos que le den una cierta "fragmentación", lo cual incide en una vegetación, en la banda indicada, más o menos homogénea, con una fisonomía determinada por la nubosidad y fuertes vientos. En general esta cordillera es más húmeda y con menos estacionalidad que la cordillera de Guanacaste.
08b. Cordillera Volcánica Central	Tierras de laderas con topografía ondulada a quebrada, a partir de los 1200 m (por el Pacífico) y 700 m (por el Caribe), hasta los 2900 m. En general es una cordillera más húmeda y menos afectada por fuertes vientos contrario a cordilleras anteriores con un ámbito altitudinal mayor. Su origen es volcánico reciente. Su vegetación, en especial hacia las partes más altas, presenta una mayor cantidad de elementos florísticos montanos de origen suramericano o bien de mayor relación florística con la cordillera de Talamanca.
09a. Valle Central Occidental y Cerros de Turubares	Tierras de baja elevación, con una combinación de topografía plana, ondulada a quebrada, su elevación está entre 700-1200 metros. Alberga una vegetación que resulta en una mezcla de elementos de distribución pacífico-costera, caducifolios a semi-caducifolios con elementos propios de elevaciones medias de la vertiente pacífica, en especial de distribución norte-sur y con un clima transicional provocado en mayor grado por efecto orográfico de la cordillera Central y estrabaciones de la cordillera de Talamanca.
10a. Laderas del litoral Caribe de Talamanca	Laderas del litoral Caribe, con elevación entre 700 y 3000 metros, de topografía quebrada a muy quebrada en casi toda su extensión. Esta región cuenta con una serie de pequeñas cordilleras o serranías de mediana elevación que corren más o menos en forma transversal o con dirección noreste y con disminución de elevación progresiva hacia la costa Caribe. Aunque el gradiente altitudinal es muy amplio, se asume (por ausencia de suficiente información) que debido a esa variada topografía, se da un cambio gradual en la composición de la vegetación, lo cual hace difícil identificar límites discretos para subdividir el área en más subunidades. En general esta vertiente es más húmeda, dada su exposición directa a los vientos alisios del norte.
10b. Laderas del litoral Pacífico de Talamanca	Tierras de laderas del litoral Pacífico, con altitudes entre 1000 y 3000 metros, de topografía a quebrada. Esta unidad conforma una banda a lo largo de la cordillera que alberga una vegetación expuesta a una estacionalidad climática provocada por el efecto orográfico de la misma cordillera; además, el sistema montañoso que va paralelo a la costa (Fila Chonta, Dominical, Fila Cruces) y opuesto a esta subunidad captura la mayor parte de la humedad que proviene del Pacífico, favoreciendo aún más esta condición de estacionalidad y por ello varios elementos de las partes bajas alcanzan esta subunidad. Esta condición climática genera entonces una flora distinta, tanto en estructura como en composición de los bosques.
11a. Páramos de la cordillera Volcánica Central	Tierras elevadas con topografía quebrada, entre los 2900-3432 metros de elevación, sometidas a bajas temperaturas o variaciones abruptas entre el día y la noche. Este factor, asociado con la elevación, condiciona el desarrollo y existencia de una flora con características parameras, no solo en su apariencia, sino en su composición. Además, su sustrato de origen volcánico, le da un carácter único en comparación con su similar en la cordillera de Talamanca. La depresión del valle del Guarco y valle del río Reventazón separa la cordillera Volcánica Central de la cordillera de Talamanca.
11b. Páramos de Talamanca	Tierras elevadas de topografía ondulada, entre los 3300-3819 metros de altitud, sometidas a bajas temperaturas o variaciones abruptas entre el día y la noche. Este factor, asociado con la elevación, condiciona el desarrollo y existencia de una flora achaparrada y arbustiva, de características y especies únicas. Por lo general, arriba de los 3500 m, la flora es constituida únicamente por musgos y líquenes; hay presencia de glaciación en algunos casos y no tiene sustrato volcánico.

UF	Descripción
12a. Laderas y zonas bajas de la península de Nicoya	Tierras bajas y laderas con topografía plano-ondulada a irregular, entre 0-700 metros de elevación. Su condición geológica de península relativamente estrecha bordeada por el océano y con un gradiente altitudinal relativamente amplio provoca la existencia de una vegetación de condiciones húmedas, especialmente hacia el flanco occidental.
12b. Cimas de la península de Nicoya	Tierras elevadas o cimas de la península, arriba de los 700 metros de altitud, con topografía plano ondulada o irregular; la cima alberga una vegetación cuya fisonomía y composición está determinada en mayor grado por factores climáticos como niebla y viento, dándole características de bosque nuboso.
13a. Llanuras de Parrita	Tierras o llanuras con topografía plana del litoral Pacífico, mayormente de formación aluvional, de 0-40 m, con frecuencia inundadas o afectadas por el movimiento de las mareas. La mayor parte del área alberga una vegetación de tipo palustrino o de ambientes estuarinos.
13b. Estribaciones occidentales de la cordillera de Talamanca	Tierras de laderas bajas, con topografía plano-ondulada a ondulada, entre 40 y 700 metros de altitud. Dada su proximidad con la costa alberga una vegetación con características húmedas, donde un porcentaje de las especies, en especial las arbóreas, son caducifolias. Esta región, por su posición central en el litoral Pacífico, representa un punto donde se conjugan elementos florísticos de la vegetación caducifolia del Pacífico noroeste y vegetación de climas más húmedos del Pacífico suroeste.
14a. Fila Chonta	Tierras de elevaciones medias, entre 600-1700 metros de elevación, de topografía quebrada, básicamente conformada por estribaciones de la cordillera de Talamanca. Presenta una combinación climática influenciada por el clima caliente costero y de neblina proveniente de la cordillera de Talamanca; probablemente esta característica climática hace que elementos florísticos montanos ocurran a elevaciones relativamente bajas y, a la vez, elementos florísticos de bosques muy húmedos de elevaciones bajas ocurran a elevaciones relativamente altas. Dada la cercanía de esta fila con la costa, la cual corre paralela a la fila, y la característica climática antes mencionada, se genera una flora muy particular que la convierte en una unidad distinta.
15a. Valle del General	Tierras con topografía plano-ondulada, conformada principalmente por la cuenca del río Grande de Térraba, con elevaciones de entre 300 a 1000 metros. La sombra orográfica, causada por la cordillera de Talamanca al noreste y la fila costeña al sur, encierra este valle provocando un clima más seco, lo que permite la formación de una vegetación semi-caducifolia, de sabanas arboladas y parches de bosques muy húmedos, con una composición única y con varios elementos florísticos restringidos a esa unidad.
16a. Valle del Coto Brus	Tierras de elevaciones medias desde 400 a 1000 metros, conformado principalmente por las cuencas de los ríos Coto Brus y Cotón. Delimitado por la cordillera de Talamanca al norte y la Fila Costeña sureña al sur. Florística y geomorfológicamente, es una extensión del Valle de General, pero con un clima menos estacional y una combinación de especies de plantas de distribución sureña y más de elevaciones medias (800-1000 m), así como algunos elementos endémicos importantes.
17a. Cimas de la península de Osa	Tierras elevadas, de topografía quebrada, comprende las cimas de la península, arriba de los 500 m hasta los 745 m. Estas cimas presentan una condición climatológica especial, principalmente de niebla, que permite la formación de bosques nubosos a baja elevación; contienen un número considerable de elementos montanos que se entremezclan con los elementos propios de la zona núcleo, lo que crea una composición única dentro de esta unidad.
17b. Laderas de Osa y filas Costeña, Cruces y Cal	Tierras de laderas, con topografía ondulada a quebrada, con elevaciones de 40 a 500 metros. Incluye la vegetación al interior de la península, punta Burica y las filas Costeña sur, Cruces y Cal. Esta unidad está definida por el patrón de vegetación núcleo al interior de la península, cuyos elementos han tomado aparentemente tres rutas de distribución, norte hacia las filas citadas, latitudinalmente en sentido noroeste a través de la costa y latitudinalmente en sentido sur y suroeste. La incorporación de las filas indicadas exige una mayor evaluación.
17c. Llanuras de la península de Osa	Tierras bajas con topografía plana a plano-ondulada, de 0-40 m, mayormente de formación aluvional, permanente o temporalmente inundadas; vegetación lacustre, palustre o con una estructura y composición a menudo dominada por unas pocas especies, en especial en el estrato arbóreo.

Cuadro 2. Abundancia (ha) de las unidades fitogeográficas de Costa Rica

UF	Extensión (ha)	UF	Extensión (ha)
11a	1966.88	17c	154554.86
17a	2799.56	08b	157996.50
12a	3528.33	15a	164698.97
07b	3588.55	13b	172491.15
11b	20795.76	03b	181456.45
06c	24660.91	12b	223789.50
14a	43475.41	02a	229139.80
13a	48720.45	06a	231126.68
05a	54641.17	08a	251997.16
16a	74036.83	10b	257632.55
04a	82069.56	01b	291649.68
01a	92509.46	17b	331824.47
04b	125072.21	03a	401348.54
02b	128979.11	10a	420430.63
09a	133392.28	06b	639534.73
07a	150385.70		

Comentario final

El fin último de la presente propuesta es que sea utilizada como una base científica para la planificación del uso y protección de la biodiversidad del país. En este mismo número de la RRNA se ofrecen dos trabajos adicionales sobre el mismo tema (Arias et ál. 2008 y Finegan et ál. 2008, en este mismo número de la RRNA). No obstante, y como es de esperarse, esta propuesta deberá ser actualizada conforme se recolecte más información de campo. Asimismo, todavía es necesario hacer algunos ajustes en los límites entre algunas UF, finalizar la fase de documentación y la nomenclatura del mapa. Nuestra meta es ofrecer bases científicas para la planificación y manejo de la biodiversidad con un mayor grado de precisión para mejorar los procesos de toma de decisiones.

Foto: TNC.



El fin último de la presente propuesta es que sea utilizada como una base científica para la planificación del uso y protección de la biodiversidad del país

Literatura citada

- Arias, E; Chacón, O; Induni, G; Herrera-F, B; Acevedo, H; Corrales, L; Barborak, JR; Coto, M; Cubero, J; Paaby, P. 2008. Identificación de vacíos en la representatividad de ecosistemas terrestres en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 54:21-27.
- Finegan, B; Céspedes Agüero, M; Sesnie, SE; Herrera, B; Induni, G; Sáenz, J; Ugalde, J; Wong, G. El monitoreo ecológico como herramienta de manejo para la conservación. Bases conceptuales y estructura del Programa de Monitoreo Ecológico Terrestre en Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 54:66-73.
- Gómez, LD; Herrera, W. 1986. *Vegetación y clima de Costa Rica*. San José, CR, EUNED. Vol. 1. 327 p.
- Herrera, W; Gómez, LD. 1993. *Mapa de unidades bióticas de Costa Rica*. San José, CR, US Fish & Wildlife Service / The Nature Conservancy / Incafo / Centro de Datos para la Biología de la Conservación de Costa Rica / INBio / Fundación Gómez-Dueñas. Escala 1: 685.000. Color.
- Holdridge, LR. 1967. *Life zone ecology*. San José, CR, Tropical Science Center. 206 p.
- Tosi, JA., Jr. 1969. *Mapa ecológico: República de Costa Rica según la clasificación de zonas de vida de LR. Holdridge*. San José, CR, Centro Científico Tropical. Escala 1:750.000. Color.
- Wercklé, C. 1909. *La subregión fitogeográfica costarricense*. San José, CR, Sociedad Nacional de Agricultura. 55 p.
- Zamora, N; Hammel, B; Grayum, MH. 2004. *Vegetación*. In Hammel, BE; Grayum, MH; Herrera, C; Zamora, N. (eds.). *Manual de plantas de Costa Rica*. Missouri, US, Missouri Botanical Garden Press. Vol. I. p. 91-216.

Identificación de vacíos en la representatividad de ecosistemas terrestres en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Costa Rica

Elvis Arias¹, Oscar Chacón², Gustavo Induni³, Bernal Herrera-F⁴, Heiner Acevedo⁵, Lenin Corrales⁶, James R. Barborak⁷, Mario Coto⁸, José Cubero⁹, Pia Paaby¹⁰

El análisis de vacíos es una herramienta crítica que permite, en su fase de implementación, el fortalecimiento de los esfuerzos dentro de un sistema administrativo de conservación, a partir del cual se debe realizar un proceso de planificación sistemática que permita el logro de metas de conservación establecidas. Este enfoque ayuda, entonces, a valorar si las actuales estrategias de manejo contribuyen al mantenimiento de la biodiversidad o si, por el contrario, más bien contribuyen a erosionar las poblaciones y/o procesos ecológicos sujetos a conservación.

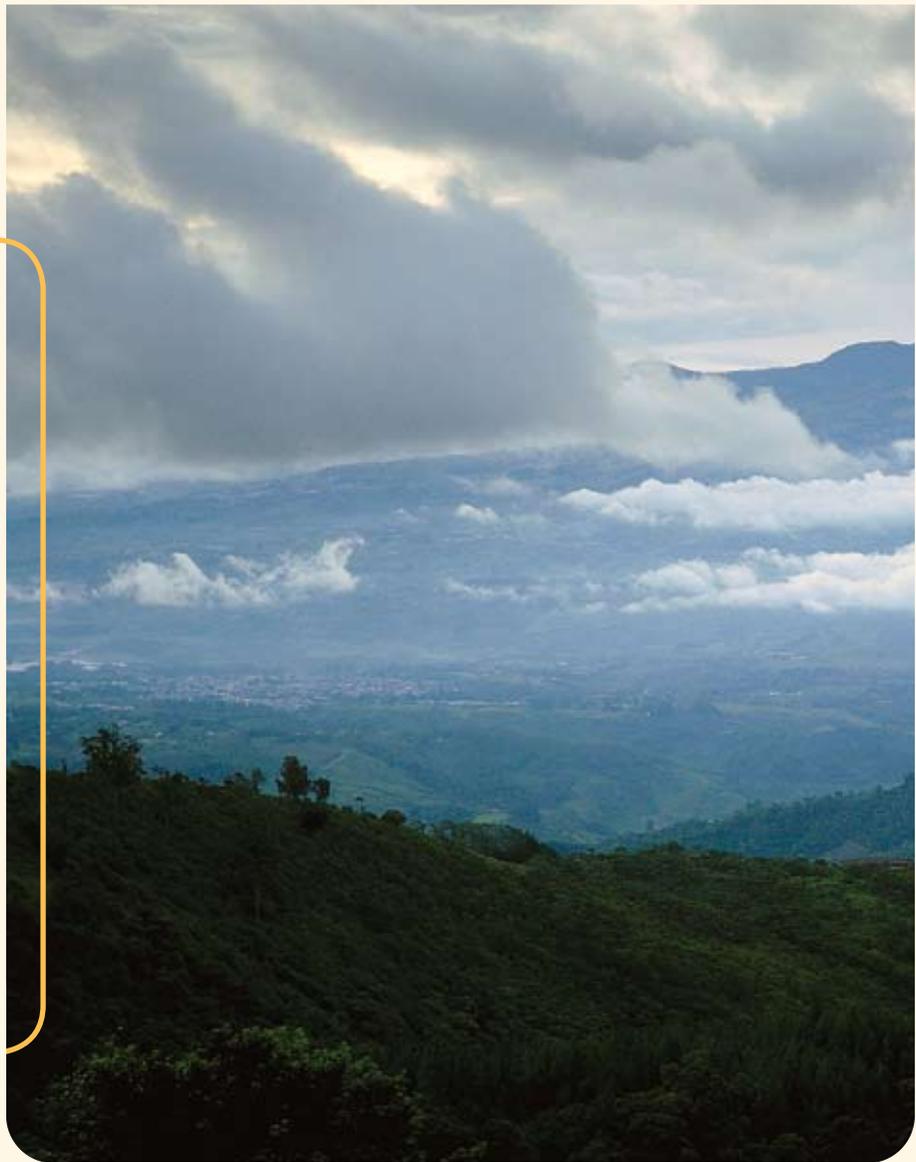


Foto: Sergio Pucci.

¹ Coordinador. Proyecto GRUAS II. Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). earias@racsa.co.cr

² Asistente técnico, Proyecto GRUAS II. SINAC ochachon@inbio.ac.cr

³ Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas. SINAC. gustavo.induni@sinac.co.cr

⁴ Director Programa de Ciencias, TNC. San José, Costa Rica. bherrera@tnc.org

⁵ Sistemas de Información Geográfica. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). Heredia, Costa Rica hacevedo@inbio.ac.cr

⁶ Científico Regional. The Nature Conservancy. San José, Costa Rica lcorrales@tnc.org

⁷ Especialista Regional Áreas Protegidas y Corredores Biológicos, México y Centroamérica, Conservación Internacional. jbarborak@conservation.org

⁸ Coordinador Programa Corredores Biológicos, SINAC. mario.coto@sinac.co.cr

⁹ Fondo de Financiamiento Forestal (FONAFIFO). San José, Costa Rica. jcubero@fonafifo.com

¹⁰ Consultora para The Nature Conservancy. San José, Costa Rica piapaaby@gmail.com

Resumen

En el año 1996 se realizó el primer análisis de necesidades para el mantenimiento y conservación de la biodiversidad en Costa Rica. Durante los últimos diez años se ha generado gran cantidad de información nueva y más detallada, incluyendo una clasificación de los ecosistemas, que permitiría la revisión y actualización de las prioridades de conservación en el país y la orientación en la toma de decisiones. El objetivo del presente artículo es presentar una propuesta de conservación a nivel nacional que permita que el sistema nacional de áreas protegidas, a través de procesos de planificación a corto, mediano y largo plazo, proteja muestras representativas y viables de la biodiversidad del país.

Palabras claves: Áreas silvestres protegidas; conservación de la naturaleza; biodiversidad; ecosistema; política ambiental; planificación; corredor biológico; uso de la tierra.

Summary

Gap identification in terrestrial ecosystem representation within the Costa Rican National System of Protected Areas. Costa Rica's first national-level gap analysis was undertaken in 1996, in order to determine needs for the adequate conservation of biodiversity nationwide. Since then, additional information has been generated, including a more detailed national classification system for ecosystems, which has facilitated a revision and updating of national biodiversity conservation priorities. This article offers the results of this new analysis of *in-situ* biodiversity conservation priorities for Costa Rica. Through a short-, medium-, and long-run planning process representative and viable biodiversity samples are going to be kept and protected.

Keywords: Wild protected areas; nature conservation; biodiversity; ecosystem; environmental policy; planning; biological corridors; land use.

Introducción

Costa Rica cuenta con un sistema de áreas protegidas que abarca alrededor del 25% del territorio, producto de un esfuerzo sostenido del país por más de cuatro décadas para proteger su biodiversidad (Obando 2002, SINAC 2007). A pesar de este esfuerzo, muchas de las áreas protegidas del país son pequeñas, cada vez más aisladas y rodeadas por áreas alteradas (Sánchez-Azofeifa et ál. 2003); la conectividad, diversidad altitudinal y diversidad ecológica, necesarias para mantener a largo plazo la funcionalidad de los ecosistemas y la viabilidad de muchas poblaciones de especies, tampoco son las más adecuadas (Parrish et ál. 2003). La dinámica en el cambio de uso puede ser de tal magnitud que se pongan en peligro muestras únicas de ecosistemas o poblaciones que deberían, por su

importancia nacional o regional, ser protegidas (Scott et ál. 1989).

El análisis de vacíos se ha identificado como un método efectivo para determinar qué biodiversidad, en sus diferentes niveles de organización biológica, no está siendo debidamente conservada dentro de una red de áreas protegidas o por medio de otras medidas de conservación a largo plazo (Scott et ál. 1989, Dudley y Parrish 2005). Este análisis es una herramienta crítica que permite, en su fase de implementación, el fortalecimiento de los esfuerzos dentro de un sistema administrativo de conservación, a partir del cual se debe realizar un proceso de planificación sistemática que permita el logro de metas de conservación establecidas. Este enfoque ayuda, entonces, a valorar si las actuales estrategias de manejo contribuyen al mantenimiento de la biodiversidad o si, por el contrario,

más bien contribuyen a erosionar las poblaciones y/o procesos ecológicos sujetos a conservación (Dudley y Parrish 2005).

En Costa Rica, si bien en años anteriores hubo varias propuestas para consolidar el sistema nacional de áreas protegidas, no fue sino hasta 1996 que se realizó el primer análisis basado principalmente en principios de biología de la conservación y en necesidades para el mantenimiento y adecuada conservación de la biodiversidad (García 1996). Este estudio (conocido como GRUAS I) tuvo como objetivo asegurar la conservación de al menos el 90% de la biodiversidad del país (García 1996), usando los macrotipos de vegetación como indicadores de la biodiversidad (Gómez y Herrera 1986). Este esfuerzo culminó con la definición de una estrategia de conservación que proponía nueve macrotipos de vegetación (adicionales a los 22 ya

existentes en ese entonces dentro de los parques nacionales y reservas biológicas). La idea era expandir las áreas protegidas existentes e incluir otros ocho macrotipos de vegetación mediante esfuerzos de conservación en la propiedad privada. Adicionalmente, Powell et ál. (2000) presentaron un análisis preliminar de vacíos basado en la representatividad de las zonas de vida en el sistema nacional de áreas protegidas, de acuerdo con el sistema de clasificación de Holdridge (1967). Asimismo, Kohlmann et ál. (2007) elaboraron un análisis de vacíos, utilizando la riqueza de especies y endemismos en zonas de vida a partir de la distribución de escarabajos coprófagos como indicadores de biodiversidad.

Diez años después de GRUAS I, solo se ha logrado implementar el 12% de la superficie total propuesta para la ampliación de parques nacionales y reservas biológicas (conservación estatal), y 11,3% de la superficie propuesta para conectividad mediante iniciativas de conservación privada (SINAC 2006b). Para el año 2007, el 29,94% de la superficie nacional continental y el 0,09% de la extensión marina se encontraban bajo alguna categoría de protección (SINAC 2006a, SINAC 2007).

Durante los últimos diez años se ha generado en Costa Rica una gran cantidad de información detallada, incluyendo una clasificación de los ecosistemas (Zamora 2008), que permitiría la revisión y actualización de las prioridades de conservación en el país y la orientación en la toma de decisiones. Ante esta nueva realidad, –y a partir del enfoque de manejo adaptativo– se propone un nuevo esfuerzo para evaluar el grado de representatividad de la biodiversidad bajo del sistema nacional de áreas de conservación, utilizando la metodología del análisis de vacíos como herramienta principal.

El objetivo del presente artículo es presentar una propuesta de conservación a nivel nacional que

permita que el SINAC, a través de procesos de planificación a corto, mediano y largo plazo, proteja muestras representativas y viables de la biodiversidad del país. Esta propuesta se complementa con un análisis de rutas de conectividad, la cual se detalla en Arias et ál. (2008, en este mismo número de la RRNA).

El proceso metodológico para la identificación de vacíos constó de las siguientes etapas generales (Dudley y Parrish 2005):

a. Definición de los elementos de la biodiversidad.

Los elementos focales de la biodiversidad buscan representar la gama completa de biodiversidad. Para lograr esta representatividad, se utilizó una clasificación a nivel de sistemas terrestres (i.e. un enfoque de filtro grueso). Adicionalmente, se incluyeron en el análisis la distribución potencial o presencia de algunas especies que, por su estado de conservación, exigen una consideración especial (ver detalles más adelante). Para cumplir con este paso se preparó un mapa que contiene la descripción de las unidades fitogeográficas (UF) del país, el cual es una combinación de la clasificación por macrotipos de vegetación, propuesta por Gómez y Herrera (1986), y la clasificación de regiones florísticas propuesta por Hammel et ál. (2003).

Las UF son unidades geográficas que comparten características similares en sus patrones de vegetación (Zamora 2008). En el país, se determinaron 33 unidades, dos de las cuales pertenecen a la Isla del Coco; estas no se consideran en el presente análisis pues la totalidad de la superficie terrestre de la isla está bajo una categoría de manejo estricto. La descripción de cada una de las UF se ofrece en Zamora (2008, en este mismo número de la RRNA).

Adicionalmente, con el fin de garantizar su representatividad en el sistema de áreas silvestre

protegidas (ASP), se incluyeron en el análisis las especies globalmente amenazadas (Lista Roja de la UICN 2006), las especies endémicas y las cuatro especies señaladas, para Costa Rica, como prioridad mundial por la Alianza para Cero Extinción (Alliance for Zero Extinction s.f.). Los taxones analizados fueron: aves, anfibios, reptiles y mamíferos, para un total de 68 especies. Para las plantas (principalmente árboles) se usó la lista generada por Estrada et ál. (2005), quienes emplearon varios criterios de análisis (presencia en Lista Roja de UICN, endemismo, etc.) para definir especies de alta preocupación (40 spp.); en total se seleccionaron 108 especies vegetales. Para todas estas especies se utilizó el área de distribución potencial para determinar si las poblaciones existen dentro de las áreas cubiertas por el sistema nacional de áreas protegidas.

b. Definición de las metas de conservación.

Las metas, definidas en un taller de consulta con expertos, responden en última instancia a la pregunta: *¿cuánto es necesario conservar para lograr una viabilidad ecológica (poblaciones de especies) o una integridad ecológica tal que la biodiversidad permanezca al menos durante los siguientes 100 años?* (Groves et ál. 2002). Las metas de conservación se definen con base en las características biológicas, ecológicas y evolutivas que una especie, una comunidad, una asociación de comunidades o un ecosistema requiere para su mantenimiento en el tiempo y en el espacio. Tanto la integridad ecológica de los sistemas ecológicos (i.e. UF), como la viabilidad de las poblaciones de especies se pueden medir por medio de tres componentes: el tamaño (área o número de individuos), la condición (estado o salud) y el contexto paisajístico (Parrish et ál. 2003).

Las metas establecidas a partir de las UF varían con el grado de representación que cada una tiene en el territorio nacional. Así, se estableció que el área mínima a conservar deberá ser de 10.000 ha en fragmentos no menores a 1000 ha. Adicionalmente, esta meta no deberá corresponder a menos del 10% ni más del 30% del total de la UF respectiva. El hecho de fijar un área mínima de 10.000 ha, en fragmentos tan compactos y cercanos a las ASP como sea posible, tiene como fin formar bloques de hábitat lo más extensos posible para mejorar la disponibilidad de hábitat para aquellas especies de amplios requerimientos espaciales. No obstante, debe recalarse que esta posibilidad podría resultar limitada por el estado de fragmentación y tamaño de los parches remanentes (Sánchez-Azofeifa et ál. 2003).

A pesar de que se pudieron definir ámbitos de distribución para las 108 especies de flora y fauna, no fue posible obtener información relacionada con el tamaño, la condición y el contexto paisajístico que permitiera definir la viabilidad de las poblaciones y su consecuente meta de conservación. Por eso se utilizaron los objetos de filtro fino como criterio de priorización entre las ocurrencias de filtro grueso (ver acápite e).

c. Valoración de la integridad ecológica. Para los elementos de la biodiversidad seleccionados se valoró el estado de salud de cada una de las ocurrencias tanto dentro como fuera de las ASP. Las ocurrencias de las UF consideradas en los cálculos de cumplimiento de meta son todas aquellas que tengan una integridad ecológica buena o muy buena. Inicialmente, entre los especialistas nacionales

y técnicos del proyecto se llegó al consenso de que todas aquellas ocurrencias de las UF que se encuentren dentro de las ASP pertenecientes a las categorías de manejo I y II -según definición de UICN (García 2002)- y con tamaños de parche mayores a 1000 ha cumplen con los criterios de buena “condición” y “tamaño” (Parrish et ál. 2003). La valoración de la integridad ecológica, en este caso, está sustentada en un supuesto, aunque existe evidencia de la relación entre el mantenimiento de la integridad ecológica y la capacidad de gestión en las áreas protegidas (Bruner et ál. 2001).

d. Análisis de las áreas silvestres protegidas. Para determinar el estado legal de la conservación de la biodiversidad a nivel nacional se ha recopilado la información que corresponde a las ASP en todas las categorías de manejo establecidas dentro del sistema nacional de ASP (SINAC 2006a), las reservas privadas, las fincas con pago por servicios ambientales y las fincas con servidumbre ecológica. En total, se determinaron doce diferentes regímenes de conservación en el país; para facilitar su análisis e interpretación, tales regímenes se han agrupado de acuerdo al nivel de restricción de las actividades humanas y la temporalidad de dichas restricciones. Así, las tierras con mayores niveles de restricción para la extracción de recursos naturales se ubican en el grupo de las **estrictamente protegidas y/o permanentes** (categorías de manejo I, II y III de UICN). Las tierras que poseen algunas limitaciones pero se permite la extracción de recursos corresponden al grupo de **tierras parcialmente protegidas** (categorías de manejo IV, V y VI de UICN) y, finalmente; las tierras

cuyas restricciones se establecen por contrato y por periodos cortos o relativamente cortos (≤ 10 años), se agruparon como **tierras temporalmente protegidas**, dado que una vez terminado el contrato se eliminan las restricciones al uso de la biodiversidad. Es importante aclarar que el término “parcialmente protegido” no hace alusión al alcance jurídico del régimen de protección o al grado de cumplimiento de sus objetivos de creación.

e. Jerarquización de las ocurrencias en el espacio territorial para la propuesta de vacíos. Una vez seleccionadas todas las ocurrencias que cumplieron con la meta de conservación y la integridad ecológica, se procedió a establecer un orden jerárquico de los mismos. El criterio utilizado es el valor de importancia (VI), que se define por la sumatoria de los indicadores: tamaño de parche, presencia de especies endémicas, presencia de especies de importancia “especial”, valor agregado por la presencia de zonas de recarga acuífera, valor agregado por la presencia de terrenos con capacidad de uso de la tierra en las categorías VII y VIII¹¹ y sistemas ecológicos prioritarios de agua dulce. El proceso de jerarquización permite generar una propuesta de ocurrencias que cumplen con el criterio escogido, para incorporarlas como elementos de la biodiversidad adicionales al sistema de ASP de Costa Rica. Así, se seleccionan las ocurrencias con un $VI \geq 8$, siendo 13 el valor máximo.

Resultados

La Fig. 1 muestra la localización de cada una de las ocurrencias que conforman el portafolio de vacíos en la representatividad de las UF en el

¹¹ Estas categorías incluyen tierras que por sus características biofísicas (pendiente, fertilidad del suelo, condiciones climáticas...) limitan seriamente la producción agrícola o pecuaria y deben dedicarse al manejo forestal (categoría VII) o la protección absoluta de los recursos naturales (categoría VIII) (MAG-MIRENEM 1994).

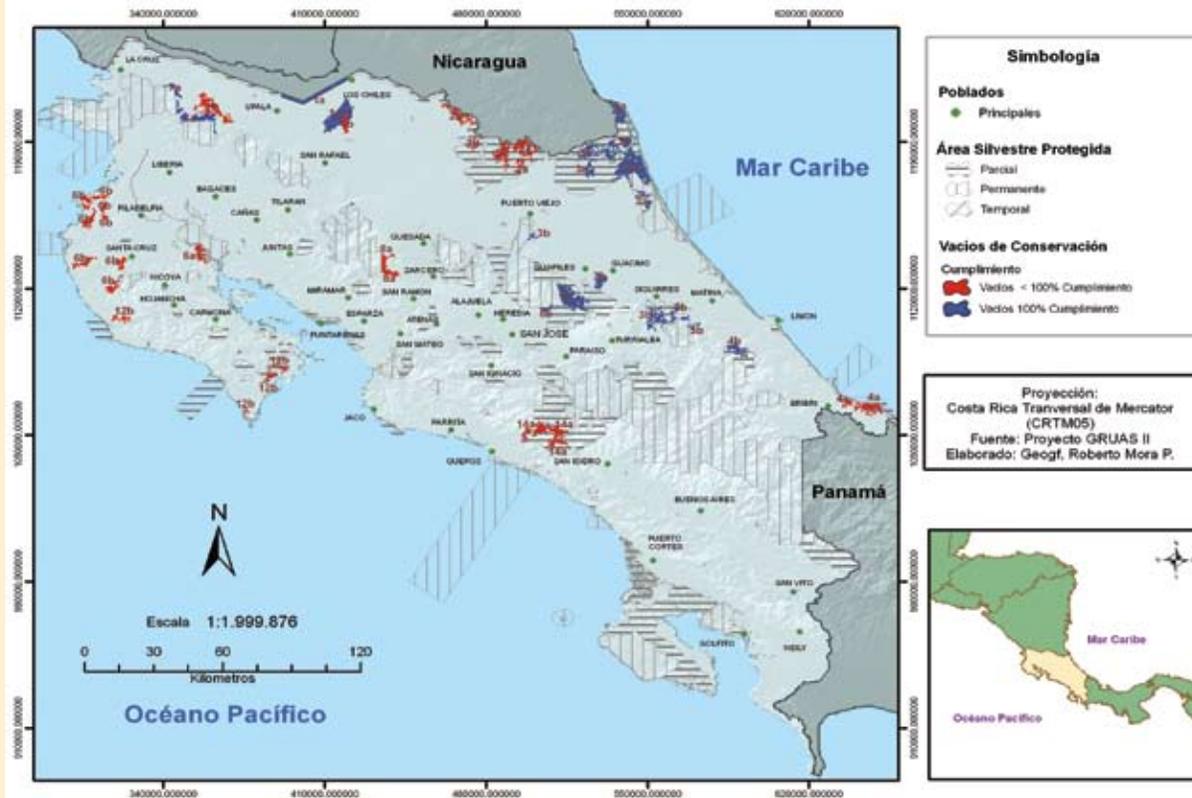


Figura 1. Vacíos en la representatividad de la biodiversidad de Costa Rica utilizando como indicador de biodiversidad las unidades fitogeográficas propuesta por Zamora (2008)

sistema nacional de ASP. No todas las UF se encuentran representadas en las ASP permanentes, con las condiciones de área total remanente y fragmentación máxima aceptable. Mediante una aproximación a los parches de UF, tanto dentro de las ASP con protección permanente, parcial o temporal (áreas privadas) como fuera de las mismas, y con una fragmentación de hasta 1000 ha se puede establecer lo siguiente:

1. Es posible lograr el cumplimiento del 100% de la meta en 11 UF¹²:
 - a. En cinco UF (10a, 10b, 11b, 17a, 17b), la meta se alcanza con sólo los fragmentos disponibles en el sistema de ASP con protección permanente.

- b. En cuatro UF (01a, 03a, 04b, 08b), la meta se alcanza si se incluyen fragmentos >1000 ha disponibles en las ASP con protección parcial. Las ASP con protección temporal (áreas privadas) no contribuyen al cumplimiento de la meta de ninguna de las UF.
- c. En dos UF adicionales (03b, 07a), la meta se alcanza si se incluyen fragmentos >1000 ha disponibles en las ASP, en áreas de protección parcial y en predios actualmente no protegidos.
- d. Los fragmentos escogidos para llenar los vacíos de conservación de estas 11 UF corresponden a parches con valores de

importancia ≥ 8 . La totalidad del área de esta propuesta alcanza 68.868 ha.

2. Para 13 UF el cumplimiento de la meta es <100% debido a la baja disponibilidad de fragmentos de >1000 ha.
 - a. Hay diez UF (01b, 02a, 02b, 04a, 06a, 06b, 08a, 12b, 13b, 14a) donde es posible ubicar parches >1000 ha para el cumplimiento de la meta de representatividad ecosistémica en forma parcial (<100%). Tales fragmentos suman 53.926,76 ha.
 - b. Para el cumplimiento parcial de las metas en estas diez UF es necesario incorporar todos los parches disponibles >1000 ha.

¹² Ver detalles sobre la descripción de cada una de estas unidades en Zamora (2008, en este mismo número de la RRNA).

Por lo tanto, hay parches con valores de importancia desde 5 o más. El déficit actual en área total para lograr el cumplimiento del 100% de las metas de estas diez UF es de 214.454 ha.

- c. Para alcanzar el 100% de cumplimiento en estas UF es necesario recurrir a parches >500 ha y establecer programas de restauración y recuperación. Todavía es posible encontrar parches >500 ha para estas diez UF.
 - d. Hay tres UF (05a, 06c, 17c) donde la meta se circunscribe a los parches >1000 ha que se encuentran dentro del sistema de ASP permanentes. Fuera del sistema no hay fragmentos disponibles de >1000 ha; solamente para la UF 17c hay fragmentos de >500 ha. Las UF 05a y 06c tienen vegetación remanente en el territorio nacional, pero para su restauración o recuperación ecológica se deberán usar parches pequeños (<500 ha) y dispersos.
3. La 07b, 11a, 12a y 17a son UF que, en su totalidad, no sobrepasan las 3600 ha en todo el país y, naturalmente, en parches que no llegan a las 1000 ha. Por su representatividad natural han sido definidas como “raras” por lo que su meta ecológica ha sido elevada a 100%.
 4. Además, hay cuatro UF (9a, 13a, 15a, 16a) para las que del todo no hay parches >1000 ha (0% de cumplimiento de la meta de representatividad ecosistémica establecida), ni dentro ni fuera del sistema de ASP con protección permanente. Estas UF están sumamente deterioradas y fragmentadas por lo que podrían catalogarse como en peligro de extinción en Costa Rica. Es necesario realizar esfuerzos para la restauración y recuperación de estas UF usando los fragmentos <1000 ha que aún quedan dispersos en el país. Únicamente de las UF 09a y 11a se encuentran parches >500 ha. De

las demás, aunque existe cobertura remanente, los fragmentos son aún más pequeños.

El vacío en los esfuerzos de conservación, determinado con las 31 UF presentes en el territorio continental de Costa Rica y ajustándose de manera estricta a la meta de conservación establecida, alcanza un total de 283.322,30 ha. Actualmente, las áreas protegidas públicas y privadas cubren el 29,94% (1.529.945 ha) del territorio (SINAC 2007). Si se suma el área definida con esta propuesta, se aumentaría a 35,48%.

Discusión

Algunas de las propuestas de vacíos de representatividad de la biodiversidad terrestre han basado sus resultados en el sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge (i.e. Powell et ál. 2000 y Kohlmann et ál. 2007). Sin embargo, tal y como lo reconocen estos últimos autores, este sistema tiene algunas limitaciones relevantes, las cuales son abordadas con la clasificación propuesta para el presente análisis (i.e. unidades fitogeográficas, Zamora 2008).

Un análisis de vacíos en la representatividad debería, en forma ideal, basarse en datos de distribución actual de todas las especies; en este sentido, el trabajo de Kohlmann et ál. (2007) significa un estudio pionero para el país. Sin embargo, la disponibilidad de este tipo de datos es escasa en regiones tropicales, por lo que resulta casi imposible realizar un análisis de este tipo basado en un enfoque de especies. Por esta razón, en el presente trabajo se usaron enfoques de filtro grueso (Dudley y Parrish 2005), de tal forma que estos indicadores de biodiversidad capturen los elementos más finos (especies). Este mismo enfoque ha sido utilizado en otros análisis similares a nivel mundial (Powell et ál. 2000, Dudley y Parrish 2005, Dietz y Czech 2005).

Desde el punto de vista estricto del tamaño mínimo, en las 31 UF

continentales consideradas la sumatoria total de hábitat remanente es superior al mínimo de 10.000 ha fijado por la meta. No obstante, se necesita más información científica para determinar el tamaño mínimo adecuado para cada una de las UF; en consecuencia, se deberá implementar un monitoreo sistemático para probar esta hipótesis. Cuatro de las UF evaluadas (07b, 11a, 12a, 17a) tienen una representación en el territorio menor de 10.000 ha, por lo que los sistemas ecológicos que las conforman son únicos y deberían de protegerse al 100%. Además de los factores ecológicos mencionados, y dado el grado de fragmentación de los ecosistemas existentes en el país, en el diseño y planificación de un sistema de áreas protegidas deben contemplarse elementos relacionados con procesos ecológicos; entre ellos, la dispersión, intercambio genético y recolonización luego de extinciones locales (Fahrig y Merriam 1994, Bennett 1998). Esto es de particular importancia si se espera conservar muestras funcionales de la biodiversidad (Poiani et ál. 2000).

Este análisis ha sido abordado mediante el diseño de rutas de conectividad entre áreas protegidas (Arias et ál. 2008, en este mismo número de la RRNA) y se complementa con el enfoque de manejo integrado de paisajes. Los análisis de vacíos no solamente incluyen la identificación de muestras faltantes de biodiversidad en los sistemas nacionales de áreas protegidas. Es necesario también identificar los vacíos en el componente administrativo e institucional de las áreas protegidas; asimismo, es necesario un análisis detallado de la integridad ecológica de los principales ecosistemas del país, el cual no ha sido abordado en forma estricta en el presente trabajo. Un plan de implementación debería de ser parte integral de cualquier análisis de vacíos, y debería articularse con

la propuesta de redes ecológicas de conectividad. Por los efectos del cambio climático, es muy posible que se modifiquen los rangos de distribución de especies y de unidades fitogeográficas, y la composición de las especies de flora y fauna dentro de cada unidad. Por esta razón, el próximo estudio de análisis de vacíos en el sistema de áreas protegidas de Costa Rica deberá necesariamente tomar en cuenta los resultados de estudios de monitoreo de movimiento latitudinal y altitudinal de especies y UF, así como proyecciones y escenarios a futuro del impacto del cambio climático sobre la distribución de los

ecosistemas y elementos especiales de la fauna y flora. Otro elemento crítico a considerar, dados los tamaños de los fragmentos encon-

trados de las diferentes UF, son los esfuerzos específicos dirigidos a la restauración de los sistemas ecológicos. 

Agradecimientos

Este esfuerzo fue posible gracias al Proyecto GRUAS II, liderado por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Costa Rica y apoyado, técnica y financieramente por: The Nature Conservancy (TNC), Conservación Internacional (CI), Fondo de Financiamiento Forestal (FONAFIFO), Proyecto COBODES y el Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). Un especial agradecimiento a aquellas personas involucradas en la dirección de este proyecto: Marco Vinicio Araya, Zdenka Piskulich, Jorge Mario Rodríguez, José Cubero, Manuel Ramírez, Luis Murillo, Alejandro Álvarez, Luis Rojas, Randall García e Irene Suárez. Igualmente queremos agradecer a todas aquellas personas que participaron en los diferentes talleres de consulta ya que, sin duda, sus aportes fueron claves para la concretización de esta propuesta.

Literatura citada

- Alliance for Zero Extinction. s.f. Webpage. Consultado en junio 2006. <http://www.zeroextinction.org>.
- Arias, E; Chacón, O; Herrera, B; Induni, G; Acevedo, H; Coto, M; Barborak, JR. 2008. Las redes de conectividad como base para la planificación de la conservación de la biodiversidad: propuesta para Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente no. 54:37-43.
- Bennett, AF. 1998. Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, CH, IUCN. 254 p.
- Bruner, AG; Gullison, RA; Rice, RE; Fonseca, GAB da. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. Science 291(5): 125-128.
- Dudley, N; Parrish, J. 2005. Cubriendo los vacíos, la creación de sistemas de áreas protegidas ecológicamente representativos. Mérida, MX, The Nature Conservancy (TNC). 128 p.
- Dietz, RW; Czech, B. 2005. Conservation deficits for the continental United States: an ecosystem gap analysis. Conservation Biology 19(5): 1478-1487.
- Estrada, A; Rodríguez, A; Sánchez, J. 2005. Evaluación y categorización del estado de plantas en Costa Rica. San José, CR, INBio, Museo Nacional de Costa Rica. s.p.
- Fahrig, L; Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. Conservation Biology 8: 50-59.
- García, R. 2002. Biología de la conservación: conceptos y prácticas. Santo Domingo, Heredia, CR, INBio. 168 p.
- _____. 1996. Propuesta técnica de ordenamiento territorial con fines de conservación de biodiversidad en Costa Rica: proyecto GRUAS. San José, CR, Ministerio de Ambiente y Energía, Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Proyecto Corredor Biológico Mesoamericano. 114 p.
- Gómez, LD; Herrera, W. 1986. Vegetación y clima de Costa Rica. San José, CR, EUNED. Vol. 1. 327 p.
- Groves, C; Jensen, DB; Valutis, LL; Redford, KH; Shaffer, ML; Scott, J; Baumgartner, JV; Higgins, JV; Beck, MW; Anderson, MG. 2002. Planning for biodiversity conservation: Putting conservation science into practice. BioScience 52(6): 499-512.
- Hammel, BE; Grayum, MH; Herrera, C; Zamora, N. 2003. Manual de plantas. Missouri, US, Missouri Botanical Garden Press. 298 p.
- Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. San José, CR, Tropical Science Center. 206 p.
- Kohlmann, B; Solís, A; Elle, O; Soto, X; Russo, R. 2007. Biodiversity, conservation, and hotspot atlas of Costa Rica: a dung beetle perspective (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). Zootaxa 1457: 1-37.
- MAG-MIRENEM (Ministerio de Agricultura y Ganadería – Ministerio de Recursos Naturales Energía y Minas, CR). 1994. Metodología para la determinación de la capacidad de uso de las tierras de Costa Rica. San José, CR. La Gaceta: 8-16.
- Obando, V. 2002. Biodiversidad en Costa Rica. Santo Domingo, Heredia, CR, INBio. 81 p.
- Parrish, JD; Braun, DP; Unnasch, RS. 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. Bioscience 53(9):851-860.
- Poiani, KA; Richter, BD; Anderson, MG; Richter, HE. 2000. Biodiversity conservation at multiple spatial scales: Functional sites, landscapes and networks. Bioscience 50(2):133-146.
- Powell, GVN; Barborak, J; Rodríguez, M. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: A preliminary gap analysis. Biological Conservation 93(1):35-41.
- Sánchez-Azofeifa, GA; Quesada-Mateo, C; González-Quesada, P; Dayanandan, S; Bawa, KS. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's National Parks and Biological Reserves: Examining the dynamics of land-cover change. Biological Conservation 109: 123-135.
- Scott, JM; Csuti, B; Estes, JE; Anderson, H. 1989. Status assessment of biodiversity protection. Conservation Biology 3: 85-87.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación, CR). 2007. GRUAS II: propuesta de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica. Volumen 1: Análisis de vacíos en la representatividad e integridad de la biodiversidad terrestre. San José, CR. 100 p.
- _____. 2006a. El sistema de áreas silvestres protegidas de Costa Rica: informe nacional. II Congreso Mesoamericano de Áreas Protegidas [Panamá, 24-28 de abril de 2006]. 96 p.
- _____. 2006b. Evaluación de los avances con relación a GRUAS I: Proyecto propuesta de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad en Costa Rica. Santo Domingo, Heredia, CR, INBio. Informe técnico no. 6. 35 p.
- UICN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2006. Consultado en junio 2006. <http://www.iucnredlist.org/>.
- Zamora, N. 2008. Unidades fitogeográficas para la clasificación de ecosistemas terrestres en Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente no. 54:14-20.

Vacíos en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad en aguas continentales de Costa Rica

Pia Paaby¹

El propósito de esta iniciativa es hacer que los sitios de conservación propuestos se constituyan en zonas núcleo que orienten la conservación de la biodiversidad dulceacuícola general o funcional a escala de paisaje. Esto es posible si se promueve el uso sostenible de los recursos acuáticos mediante la implementación de los principios del manejo integrado de los recursos acuáticos, y si se incorporan lineamientos para el mantenimiento de la resiliencia de los ecosistemas frente a cambios ambientales a corto y largo plazo; las poblaciones viables de especies nativas en patrones naturales de abundancia y distribución, y los procesos ecológicos y evolutivos “saludables”, tales como regímenes de perturbación, procesos hidrológicos, ciclos de nutrientes e interacciones biológicas.

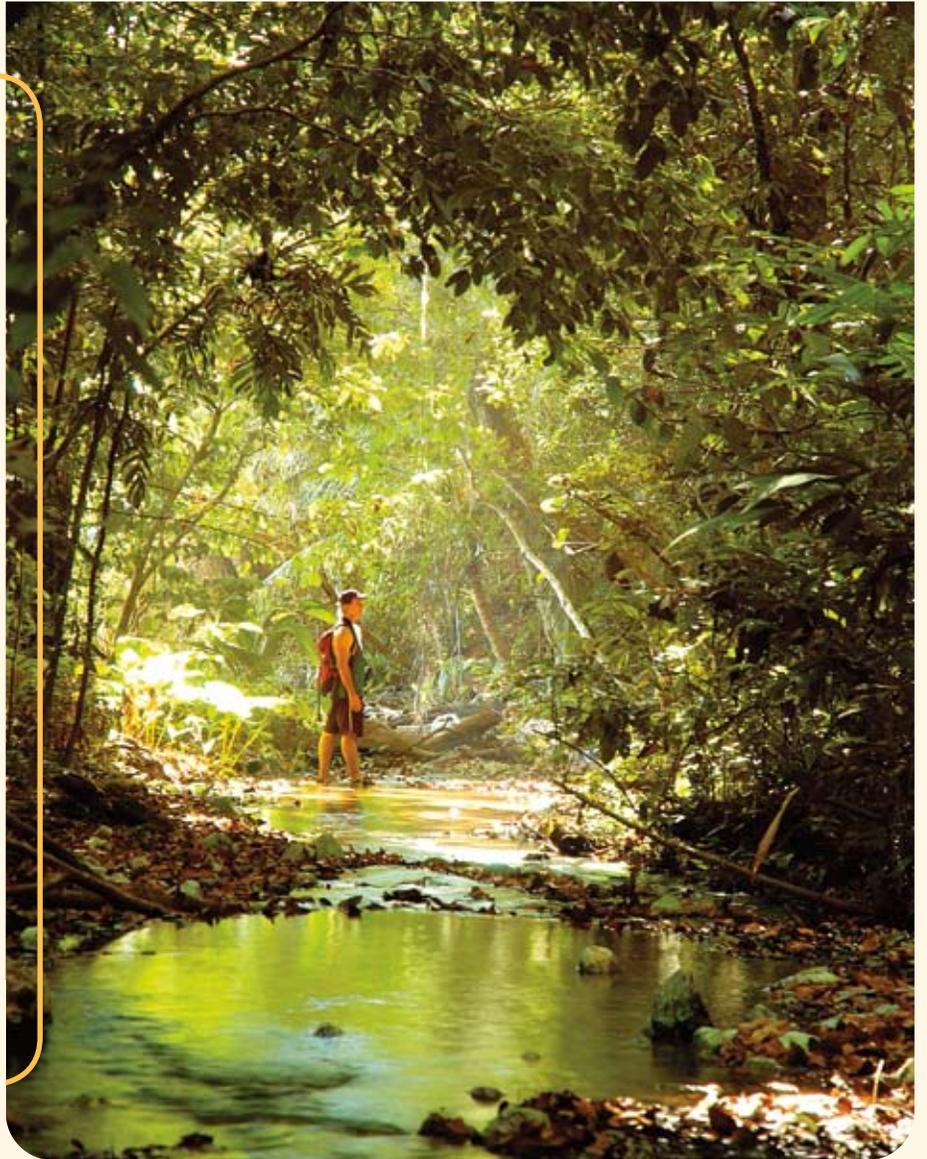


Foto: Sergio Pucci.

¹ Consultora para The Nature Conservancy. San José, Costa Rica. piapaaby@gmail.com

Resumen

El análisis de los vacíos de conservación en Costa Rica se realizó entre 2006-2007. Dicho análisis permitió ordenar espacialmente los elementos de la diversidad en los sistemas de aguas continentales y cuantificar su integridad ecológica y su representatividad. La biodiversidad fue clasificada hasta el nivel de sistemas ecológicos; las metas ecológicas fueron establecidas hasta el nivel de unidades ecológicas de drenaje (UED) como mecanismo de duplicación o sustitución para enfrentar los efectos impredecibles del cambio climático. Los objetos de conservación fueron los sistemas lénticos, los sistemas lóticos y las especies endémicas de peces. El sistema de conservación actual cubre 23 tipos de sistemas lénticos (3 quedan sin representación). En el ámbito de las UED, la propuesta actual de conservación se compone de 44 cuerpos de agua. Para los sistemas lóticos, las ASP cubren 47, de los 64 tipos existentes en el país; aunque únicamente 23 cumplen con la meta establecida. La propuesta de conservación alcanza los 41 tipos de sistemas lóticos en 471,24 km lineales de cauces. Entre las especies de peces endémicas, cinco requieren un total de 440 km lineales o 456 km² en área de drenaje mínima para lograr la meta ecológica establecida.

Palabras claves: áreas silvestres protegidas; conservación de aguas; manejo de cuencas; biodiversidad; ordenación de tierras; ecología de agua dulce.

Summary

Gaps in biodiversity conservation efforts in Costa Rican continental waters. The gap analysis for freshwater biodiversity conservation in Costa Rica was done in 2006-2007. This analysis spatially identified conservation objects, quantified the ecological integrity and determined their representation in the current National System of Conservation Areas. Biodiversity was classified at the ecological system level and ecological goals established at the ecological drainage unit (EDU) level as a duplication or substitution mechanism to adjust for the unpredictable effects of climate change. The conservation objects were lentic systems, lotic systems and endemic fish species. The current conservation system in Costa Rica contains 23 types of lentic systems; leaving 3 unrepresented. For EDUs, the conservation proposal contains 44 water bodies. Of the existing 64 lotic systems found in Costa Rica, there are 47 types represented within the national wildlife protected areas system; although only 23 complied with the established ecological goals. The new conservation proposal includes 41 lotic system types in 471.24 km. The gap analysis showed that, among the 18 endemic fish species, only five require a conservation proposal on a total of 440 km or 456 km² in direct drainage area.

Keywords: Wild protected areas; water conservation; watershed management; biodiversity; freshwater ecology.

Introducción

Costa Rica forma parte de Mesoamérica, una de las 34 regiones del mundo con más alta diversidad de especies, en general, y de especies endémicas, en particular (Conservation International 2007). La alta heterogeneidad fisiográfica de Costa Rica da como resultado una enorme cantidad de especies terrestres (+ 500.000) por unidad de superficie;

en consecuencia, se espera que la diversidad de sistemas ecológicos de agua dulce sea igualmente alta. Ya desde el siglo pasado era evidente esa percepción de una diversidad relativamente alta de especies y de ecosistemas terrestres, la cual resultó en esfuerzos de conservación desde 1963. Poco más de cuatro décadas después, en abril de 2006, el 26,2% de la superficie continental nacional y el 0,09% de la extensión

marina se encontraban bajo alguna categoría de protección (SINAC 2006). A pesar de esta relativa larga historia conservacionista, los estudios realizados para dirigir estos esfuerzos no han incluido en forma sistemática a la diversidad biológica de los sistemas ecológicos de aguas continentales. Ante el rápido desarrollo territorial, económico, social y cultural es indispensable conocer la identidad y distribución de toda

la biodiversidad, con el fin de diseñar el ordenamiento territorial más adecuado para su conservación.

Esta inquietud de ordenamiento territorial no es nueva. En 1995-96, se hizo el primer análisis de necesidades para la adecuada conservación de la biodiversidad por parte del proyecto GRUAS I (Propuesta técnica de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica), cuyo objetivo era asegurar la conservación de al menos el 90% de la biodiversidad del país (García 1996). Sin embargo, en dicho estudio no se consideraron los sistemas marinos ni los de agua dulce (o continentales) (INBio 2008). Para ese entonces, la información disponible sobre los elementos que componen la diversidad biológica dulceacuícola era pobre; únicamente se conocía información biogeográfica sobre peces (Bussing 1987, 1998). Diez años después se generó una propuesta para la clasificación de los sistemas ecológicos lóticos y lénticos de Centroamérica (TNC 2007). Con esta clasificación ha sido posible analizar las aguas continentales desde un punto de vista geográfico e identificar no solamente su ubicación espacial sino su representatividad en el ámbito territorial.

Los recientes cambios antropogénicos, aunados a los impredecibles cambios climáticos a nivel global, constituyen una creciente amenaza para los ecosistemas del mundo, entre los cuales, los sistemas de aguas continentales son posiblemente los más vulnerables (Smakhtin et ál. 2004). Costa Rica no escapa a esta realidad crítica. Ante esta inminente problemática nacional es indispensable analizar los elementos de la biodiversidad en cuanto a su distribución en el espacio nacional y representatividad y, asimismo, diseñar los esfuerzos necesarios para su adecuada conservación.

El objetivo de este trabajo fue determinar los vacíos existentes en los esfuerzos de conservación en Costa Rica. Esto implica la ubicación espacial de los elementos de la diversidad biológica, la cuantificación de la integridad ecológica de cada una de las ocurrencias de los elementos de la biodiversidad y, finalmente, la cuantificación de la proporción de cada sistema que se encuentra bajo alguna forma de conservación. Aquellos elementos de la biodiversidad que no se encuentran adecuadamente representados en la red de áreas protegidas se definen como los “vacíos” en el sistema de conservación de Costa Rica.

Metodología

En Costa Rica es posible definir cuatro ecorregiones dulceacuícolas² y trece unidades ecológicas de drenaje (UED) (Calderón et ál. 2004). Las ecorregiones corresponden a una estratificación del territorio que engloba procesos de orden evolutivo donde fue posible identificar eventos vicarísticos y tectónicos que han definido la biodiversidad en esas áreas (Olson et ál. 1998). Las UED se definen con base en la identificación de elementos que determinan procesos de orden ecológico (clima, geología, inundaciones...) por lo que una sola UED puede o no estar definida por una sola cuenca (Higgins et ál. 2005). El estudio de TNC (2007) permitió identificar las prioridades para la conservación de la biodiversidad en aguas continentales, a partir de un conjunto de localidades propuestas que aseguren el mantenimiento de una meta de alcance ecorregional. Adicionalmente, con el objetivo de aumentar las probabilidades de conservación ante eventos de cambio climático, se definieron metas de conservación al nivel de las UED como un mecanismo de replicación y sustitución ante los efectos impredecibles del cambio climático.

La propuesta de conservación se debe fundamentar en el cálculo de las metas ecológicas deseables que permitan mantener el estado de las poblaciones y la integridad ecológica de los sistemas. Entonces, para los objetos de conservación usados (sistemas lénticos, sistemas lóticos y especies) deberemos establecer esta información cuantitativa. Se espera que la meta permita la conservación de los atributos que mantienen a las especies, las comunidades y los macrohábitats que, a su vez, definen a cada uno de los sistemas ecológicos. De manera complementaria, es importante conocer el estado de las poblaciones y su integridad ecológica como medida óptima de priorización en la escogencia de las ocurrencias que conformarán la propuesta de conservación.

El proceso metodológico usado para identificar los vacíos de conservación fue el ‘*gap analysis*’, o análisis de vacíos (Scott et ál. 1993), el cual se fundamenta en información sobre la distribución de especies plasmada en mapas; estos mapas se comparan con los de las áreas de conservación existentes para identificar los vacíos en los esfuerzos de conservación. En el caso de los ecosistemas de agua dulce, esta metodología es difícil de aplicar por la ausencia de mapas de distribución de especies. Sin embargo, usando los métodos de clasificación de los sistemas de agua dulce es posible el ordenamiento conceptual de la diversidad biológica en el espacio geográfico. Para el presente trabajo se usó información generada por varios trabajos piloto que han sido ejecutados para identificar sitios de conservación, además de los últimos avances en la metodología “*gap*” para sistemas acuáticos (ver, p.e., Frissell et ál. 1986, Moyle y Ellison 1991, Rosgen 1994, Angermeier y Schlosser 1995, Maxwell et ál. 1995, Higgins et ál. 1998).

² Abell et ál (2008). Comunicación escrita que acompaña el “Mapa de las ecorregiones de aguas continentales en Latinoamérica”.

Los sistemas lénticos

El inventario de cuerpos de agua realizado a nivel centroamericano (OSPESCA - PREPAC 2005) permitió identificar 510 cuerpos de agua en Costa Rica, incluyendo lagunas costeras y sistemas artificiales (embalses y reservorios). El presente análisis de vacíos excluye todos los sistemas lénticos costeros, así como los artificiales y los erróneamente ubicados. En total quedan, entonces, 308 sistemas para el análisis. La gran mayoría de estos sistemas son pequeñas lagunetas; la clasificación detallada fue realizada y descrita por TNC (2007). Los 26 tipos de sistemas ecológicos lénticos presentes en Costa Rica

(Fig. 1) fueron descritos en detalle en SINAC (2007a). La meta de conservación establecida para los sistemas ecológicos lénticos es “uno de cada tipo en cada una de la UED; se exceptúan los sistemas de origen glacial, donde la meta es el 100%. La medición de la integridad ecológica de los sistemas lénticos se hizo mediante criterios indirectos³ como indicadores de su estado, hasta tanto no conociéramos cada uno de los cuerpos de agua y podamos establecer esta característica intrínseca del sistema. Los criterios fueron analizados, ajustados y avalados con la experiencia de un grupo de expertos centroamericanos (TNC 2007).

Los sistemas lóticos

En Costa Rica es posible establecer al menos 48.796 km de sistemas ribereños o lóticos (SINAC 2007b), los cuales se clasifican en 64 sistemas ecológicos (Fig. 2). La meta de conservación para estos sistemas ecológicos debe definirse en longitud y de acuerdo a la abundancia o representatividad en el país. La experiencia usada se basa en el estudio de TNC (2007) en el cual se adecuó una propuesta usada por Higgins y Bryer (2000), resumida en el Cuadro 1. La integridad ecológica de cada una de las ocurrencias de sistemas ecológicos lóticos que hay en el país se calculó en el trabajo a nivel centroamericano (TNC 2007)

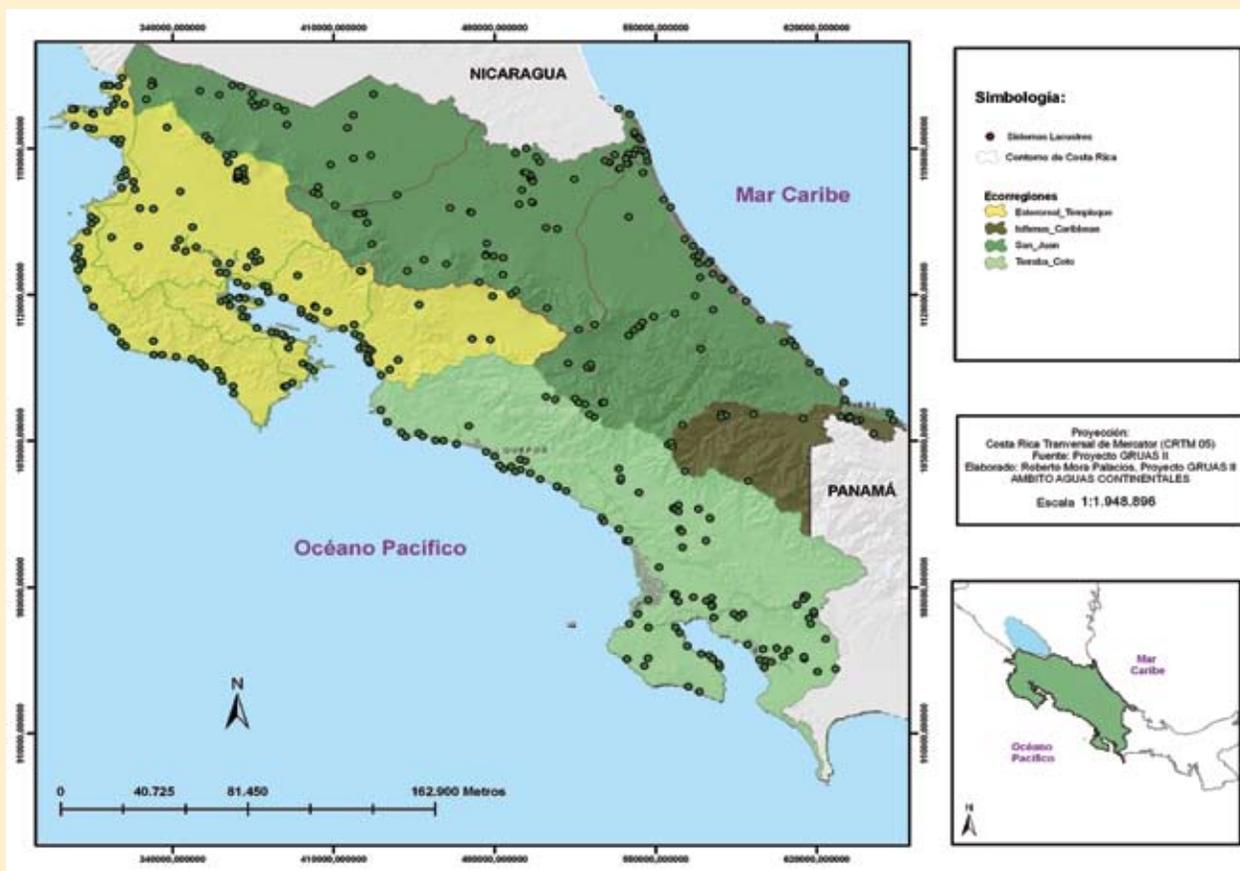


Figura 1. Sistemas ecológicos lénticos de Costa Rica: Ecorregión Estero Real-Tempisque, Ecorregión Terraba-Coto, Ecorregión San Juan, Ecorregión Isthmus Caribbean.

³ Población humana, cobertura natural y longitud de carreteras en área de drenaje; presencia de tilapia y cobertura de plantas acuáticas superiores en espejo de agua.

usando criterios indirectos⁴. Para este análisis de vacíos se utilizaron los mismos valores de meta propuestos y la integridad ecológica como medida de priorización.

Las especies

Las especies usualmente han sido utilizadas como elementos para la conservación con alta prioridad, particularmente cuando se tiene información sobre el estado decreciente de sus poblaciones y su unicidad geográfica (p.e. endemismo). Entre los grupos de especies acuáticas como anfibios, reptiles, mamíferos, insectos acuáticos, peces y plantas acuáticas presentes en los ecosistemas acuáticos continentales

de Costa Rica se encontraron 65 especies endémicas y/o incluidas en las listas rojas de UICN (SINAC 2007b). Con el objetivo de identificar si los esfuerzos de conservación en Costa Rica las protegen adecuadamente, es necesario conocer su ámbito de distribución espacial. Sin embargo, la información disponible al respecto es prácticamente inexistente, excepto para los peces de aguas continentales (Bussing 1998). Dicho autor determinó 18 especies endémicas de peces, ninguna de las cuales tiene un comportamiento migratorio.

Las propuestas de conservación que respondan a una meta ecológica a nivel de especie es un asunto

muy delicado, ya que usualmente se inicia con el 10% de su área de distribución; luego, por medio de un monitoreo cercano se debe ajustar la propuesta, en caso de que esa área no cubra los espacios necesarios para mantener al menos los procesos de alimentación y reproducción. La viabilidad de las poblaciones de las 18 especies endémicas de peces no fue calculada por restricciones de tiempo y falta de información detallada. Se recomienda hacer los ajustes necesarios a nivel de área de conservación, en caso de que haya poblaciones con mejores características de viabilidad poblacional que las propuestas.

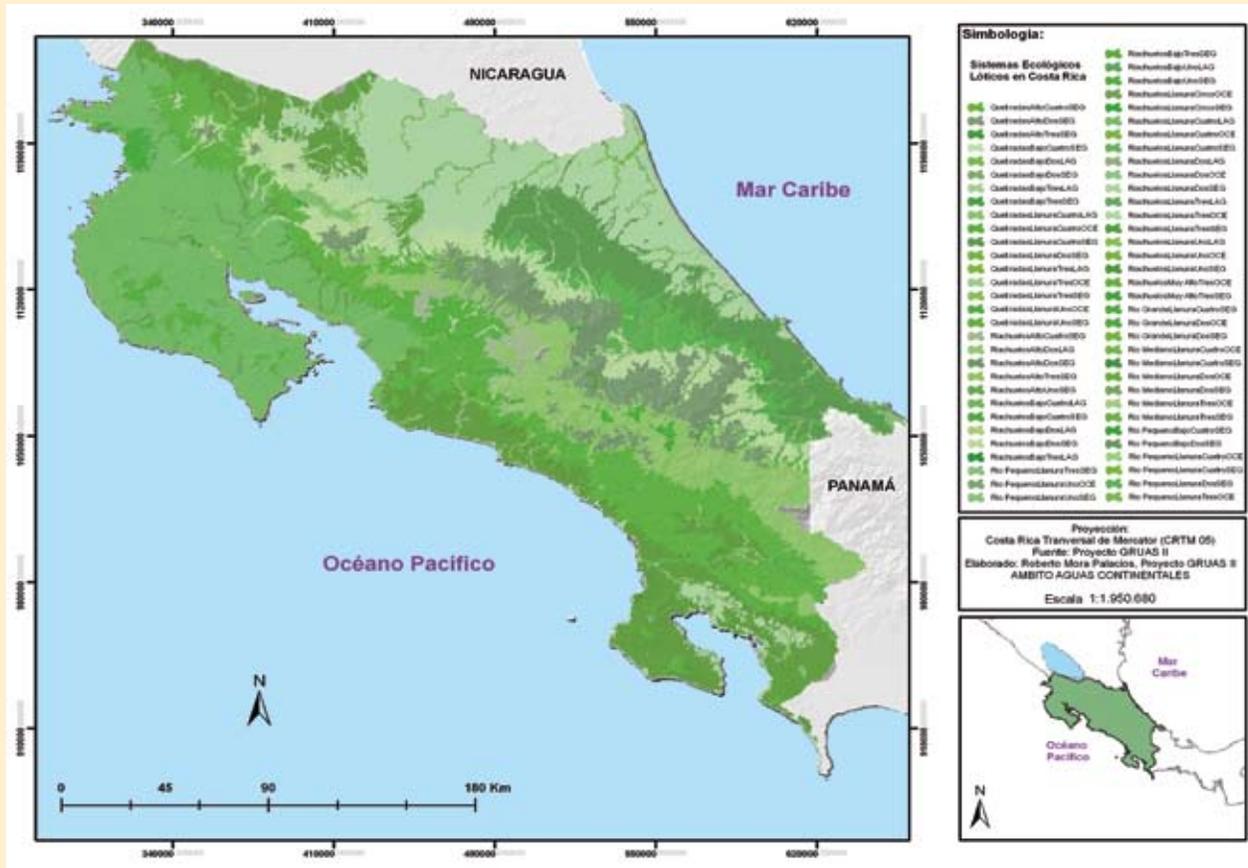


Figura 2. Sistemas ecológicos lóticos de Costa Rica

4 Población humana en área de drenaje inmediata al cauce, longitud de carreteras en área de drenaje inmediata, número de intersecciones de carreteras sobre el cauce analizado, cobertura natural en área de drenaje y ubicación de represas.

Cuadro 1.

Metas de conservación propuestas para las categorías de abundancia de sistemas ecológicos presentes en Costa Rica

Longitud total (km)	Categoría de abundancia	Meta propuesta (%)
< 25	Rara	50
26 - 250	Poco común	20
251 - 2500	Común	10
> 2500	Muy común	5

Fuente: TNC (2007)

Elementos de priorización e identificación de vacíos

La escogencia de los mejores ejemplos de sistemas lóticos y lénticos que permitan el cumplimiento de la meta establecida se basó en los siguientes criterios: a) unicidad (si es el único en la UED, este es el escogido); cuando hay más de un representante, se escoge aquel sistema que: b) tiene especies endémicas, c) tiene baja o ausente cobertura de plantas acuáticas, d) no tiene tilapia. e) En igualdad de condiciones, se escoge el que presenta el espejo de agua mayor. La información relacionada con estos criterios no se encuentra disponible en forma sistemática para todos los cuerpos de agua en Costa Rica, por lo que es importante mante-

ner en mente que la aplicación de estos criterios usa la información disponible en el inventario del OSPESCA - PREPAC (2005) y el “criterio de expertos” recabado durante el proceso de consulta para la definición de la propuesta de conservación.

La escogencia de las ocurrencias para el cumplimiento de la meta y llenado de vacíos de conservación se hizo con base en 1) la propuesta generada a nivel ecorregional (TNC 2007), 2) los cauces con una integridad ecológica muy buena o buena, 3) la cercanía a un área silvestre protegida y 4) el criterio de expertos. En algunos casos fue necesario incluir algunas ocurrencias con una integridad ecológica regular, lo cual deberá ser toma-

do en cuenta en el diseño de las estrategias de conservación, de tal manera que se contemplen algunos lineamientos de restauración.

Resultados

Al comparar la ubicación de los sistemas lacustres con las áreas silvestres protegidas, se encontró que el sistema nacional de áreas silvestres protegidas (ASP) incluye 23 tipos de sistemas ecológicos lénticos; únicamente quedaron desprotegidos tres formaciones: 1) el sistema de profundidad >10 m (lago), ubicado entre 300 y 1000 msnm, de origen volcánico y de funcionamiento abierto; 2) el sistema de profundidad <10 m y <1 km² en espejo de agua (laguneta), ubicado a una elevación entre 1000 y 2700 msnm, de origen glacial y de funcionamiento cerrado o endorreico, y 3) el sistema de profundidad <10 m y <1 km² en espejo de agua (laguneta), ubicado a una elevación entre 300 y 1000 msnm, de origen tectónico y de funcionamiento cerrado o endorreico. Al aplicar la meta al nivel de UED, el cumplimiento se alcanza con una propuesta de 44 cuerpos de agua (Fig. 3, Cuadro 2).



Foto: TNC.

En Costa Rica, la identificación de los vacíos en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad de las aguas continentales se encuentra en proceso de consolidación y constituye un elemento básico para el establecimiento de prioridades

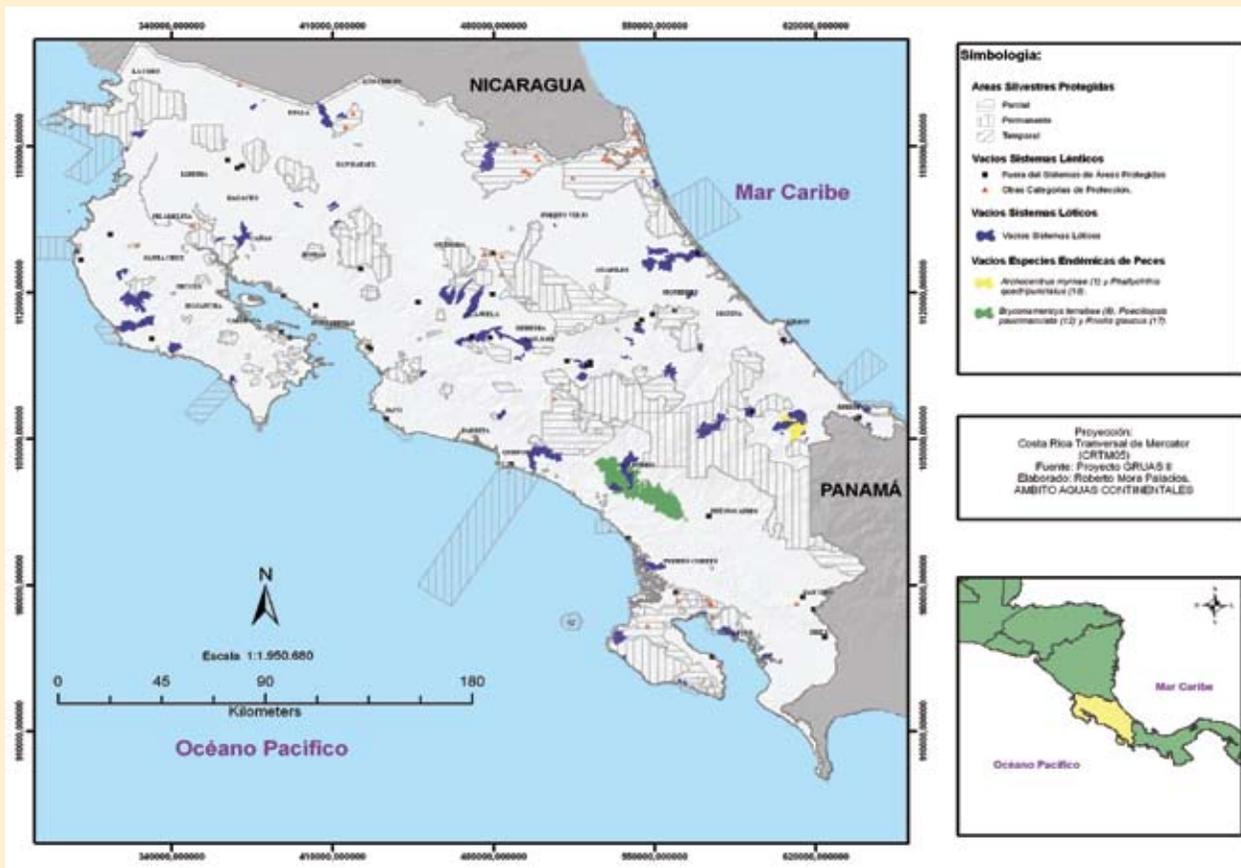


Figura 3. Propuesta para la conservación de sistemas ecológicos lénticos, lóticos y especies endémicas de peces

En lo que se refiere a los ríos, al realizar el análisis dentro de las áreas silvestres protegidas se encontró que de los 64 tipos de sistemas ecológicos lóticos existentes en el país, sólo 47 están presentes en las ASP y únicamente 23 cumplen con la meta ecológica establecida. Por ello, la propuesta de conservación incluye representantes de los 41 tipos de sistemas ecológicos lóticos y cubre un total de 471,24 km lineales de cauces y 1223 km² en áreas de drenaje (Fig. 3).

Las ASP de CR mantienen a 13 especies endémicas⁵ de Costa Rica en un 10% o más de su distribución espacial. Las restantes cinco

especies endémicas (*Archocentrus myrnae*, *Bryconamericys terrabae*, *Phallichthis quadripunctatus*, *Poeciliopsis paucimaculata* y *Rivulus glaucus*) no alcanzan el 10% dentro del sistema de ASP. La propuesta de conservación para estas cinco especies es sencilla de identificar ya que *A. myrnae* y *P. quadripunctatus*, por un lado, y *B. terrabae*, *P. paucimaculata* y *R. glaucus*, por otro, coinciden en ámbito de distribución (Fig. 3) con un total de 440 km lineales y 456 km² en área de drenaje.

La conservación de la biodiversidad en los sistemas de aguas continentales en Costa Rica se encuentra en proceso de consoli-

dación; para ello, el establecimiento de la Política de Humedales de Costa Rica (MINAE/UICN 2001) y el desarrollo de la Estrategia de Conservación y Uso Racional de los Humedales en Costa Rica (MINAE 2005, MINAET *en prensa*) son herramientas de gran valor. La identificación de los vacíos en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad de las aguas continentales constituye un elemento básico para el establecimiento de prioridades. Hasta el momento, el escenario de la biodiversidad acuática continental ha sido vago, ya que se ha definido únicamente por la presencia de biodiversidad asociada, como las

⁵ *Archocentrus sajica*, *Astatherus diques*, *Brachyrhaphis olomina*, *B. rhabdophora*, *Gobiesox potamius*, *Hyphessobrycon savagei*, *Nannorhamdia lineata*, *Piabucina boruca*, *Priapichthys annectens*, *Pseudocheironodon terrabae*, *Pterobrycon mynae*, *Rivulus fuscolineatus* y *Romboides ilseae*.

Cuadro 2.

Propuesta de conservación usando la meta para los sistemas ecológicos lénticos por Unidad Ecológica de Drenaje en Costa Rica (41 + 3 lagunas de origen glaciar -Morrenas 1, 2, 3)

Ecorregión	UED	Meta	Número de ocurrencias dentro de las áreas silvestres protegidas	Propuesta
San Juan	Los Guatusos-Cocibolca	7	7	0
	San Carlos	13	12	1. Laguneta María Aguilar y/o Río Cuarto
	Caribe	16	7 (los sistemas de origen glaciar tiene la meta del 100%)	1. Laguna Lancaster 2. Laguna Bonillita 3. Laguneta Limoncito 4. Laguneta Morrenas 0, 2, 3 y 4 5. Laguneta Cóncovas 6. Laguna Ayil 7. Laguna del Colombiano 8. Laguneta Zent 9. Laguneta Salvadora
Estero Real-Tempisque	Santa Elena	4	4	0
	Nosara	4	1	1. Laguneta Lagarto 2. Laguneta Cangrejial 3. Laguneta Tortugal
	Nicoya	2	0	1. Salinas de Lepanto 2. Sin nombre
	Tempisque	7	3	1. Laguna Estero Blanco 2. Laguneta Peje 3. Laguneta Mogote 4. Laguna Limón
	Puntarenas	3	0	1. Laguneta Santolar (Punta Morales) 2. Laguneta Arancibia 3. Laguneta Ramírez
	Tárcoles	6	0	1. Laguna Grande 2. Laguna Hule 3. Lagunas Quebrada Estero 4. Laguna Vueltas La Chanchera 5. Laguna Coyote 6. Laguneta Fraijanes
Térraba Coto	Quepos	7	4	1. Laguneta Térraba 2. Laguna Pochotal 3. Laguna Negra
	Térraba	8	4	1. Zoncho (Julia) 2. Laguneta Larga 3. Sin nombre 4. Laguna Ulytum
	Osa	7	4	1. Laguneta Valle Azul 2. Laguneta Río Abrojos 3. Laguneta Tigre
Isthmus Caribbean	Sixaola	7	4	1. Laguna Shebei-Telire 2. Laguneta Gandoca Sixaola 3. Laguneta Aria (Sand Box)

aves y mamíferos acuáticos, más que por especies y grupos estrictamente acuáticos. Una clasificación de esta diversidad biológica y su ubicación espacial permitirá, por primera vez, diseñar programas de monitoreo específicos para la evaluación de los esfuerzos dirigidos a su conservación (p.e. Programa Nacional de Monitoreo Ecológico Terrestre (PROMEC) SINAC 2007a).

Para el caso de los ecosistemas acuáticos no es posible -ni práctico - proteger todas las tierras de las cuencas que contienen los elementos de conservación. El mantenimiento de estos sistemas en buen funcionamiento implica la conservación de la conectividad hidrológica (Pringle 2001); sin embargo, las estrategias para lograrlo varían considerablemente

de aquellas disponibles para los sistemas ecológicos terrestres. Por lo tanto, el propósito de esta iniciativa de análisis es hacer que los sitios de conservación propuestos se constituyan en zonas núcleo que orienten la conservación de la biodiversidad dulceacuática general o funcional a escala de paisaje (i.e. cuenca) (Angermeier y Winston 1999). Esto es posible si se promueve el uso

sostenible de los recursos acuáticos mediante la implementación de los principios del manejo integrado de los recursos acuáticos, y si se incorporan lineamientos para el mantenimiento de: 1) la resiliencia

de los ecosistemas frente a cambios ambientales a corto (antropológicos) y largo plazo (cambio climático); 2) las poblaciones viables de especies nativas en patrones naturales de abundancia y distribución,

y 3) los procesos ecológicos y evolutivos “saludables”, tales como regímenes de perturbación, procesos hidrológicos, ciclos de nutrientes e interacciones biológicas (Abell et ál. 2007). 

Literatura citada

- Abell, R; Allan, JD; Lehner, B. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biol. Cons.* 134: 48-63.
- _____; Thieme, ML; Revenga, C; Bryer, M; Kottelat, M; Bogutskaya, N; Coad, B; Mandrak, N; Contreras-Balderas, S; Bussing, W; Stiassny, MLJ; Skelton, P; Allen, GR; Unmack, P; Naseka, A; Ng, R; Sindorf, N; Robertson, J; Armijo, E; Higgins, JV; Heibel, TJ; Wikramanayake, E; Olson, D; López, HL; Reis, RE; Lundberg, JG; Sabaj-Pérez, MH; Petry, P. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience* 58(5): 403-414.
- Angermeier, PL; Schlosser, IJ. 1995. Conserving aquatic biodiversity: beyond species and populations. *American Fisheries Society Symposium* 17: 402-414.
- _____; Winston, MR. 1999. Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Applications* 9: 335-349.
- Bussing, W. 1987. Peces de las aguas continentales de Costa Rica. 1 ed. revisada. San José, CR, Editorial Costa Rica.
- _____. 1998. Peces de las aguas continentales de Costa Rica. 2 ed. San José, CR, Editorial Costa Rica.
- Calderón, R; Boucher, T; Bryer, M; Sotomayor, L; Kappelle, M. 2004. Setting biodiversity conservation priorities in Central America: Action site selection for the development of a first portfolio. San José, CR, TNC, Mesoamerican and Caribbean Region-Regional Conservation Science Program. 32 p.
- Conservation International. 2007. Biodiversity hotspots: Mesoamerica. <http://www.biodiversityhotspots.org/xp/Hotspots/mesoamerica/>
- Frissell, CA; Liss, WJ, Warren, CE; Hurley, MD. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.
- García, R. 1996. Propuesta técnica de ordenamiento territorial con fines de conservación de biodiversidad en Costa Rica: proyecto GRUAS I. San José, CR, SINAC-MINAE. 114 p.
- Higgins, JV; Bryer, MT; Khoury, ML; Fitzhugh, T. 2005. A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. *Cons.Biol.* 19(2):432-445.
- _____; Lammert, M; Bryer, M; DePhilip, M; Grossman, D. 1998. Freshwater conservation in the Great Lakes Basin: development and application of an aquatic community classification framework. Chicago, Illinois, US, TNC, Great Lakes Program.
- _____; Bryer, MT. 2000. Iniciativa agua dulce; diseño de una geografía de la esperanza. Manual para la planificación de la conservación ecorregional. Vol. I y II. 2 ed. Arlington, USA TNC. p. 5-6.
- INBio (Instituto de Biodiversidad, CR.) 2008. Contexto nacional de Costa Rica (informe país). Visitado en abril 2008. Disponible en: <http://www.inbio.ac.cr/es/biod/ContextoNal.html> y http://www.inbio.ac.cr/es/biod/estrategia/Paginas/frame_estudio.htm
- Maxwell, JR; Edwards, CJ; Jensen, ME; Paustain, SJ; Parrot, H; Hill, DM. 1995. A hierarchical framework of aquatic ecological units in North America (nearctic zone). General Technical Report NC-176. St. Paul, Minnesota, US, United States Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 72 p.
- MINAE (Ministerio de Ambiente, Energía y Minas) / UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2001. Política de humedales de Costa Rica. San José, CR. 15 p.
- MINAE (Ministerio de Ambiente, Energía y Minas). 2005. Estrategia nacional para la conservación y el uso racional de los humedales en Costa Rica. San José, CR.
- MINAE (Ministerio del Ambiente, Energía y Telecomunicaciones). *En prensa*. Estrategia nacional de humedales. San José, CR.
- Moyle, PB; Ellison, JP. 1991. A conservation-oriented classification system for the inland waters of California. *California Fish and Game* 77: 161-180.
- Olson, D; Dinerstein, E; Canevari, P; Davidson, I; Castro, G; Morisset, V; Abell, R; Toledo, E. (Eds.). 1998. Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: A conservation assessment. Washington, D.C., US, Biodiversity Support Program. 70 p.
- OSPESCA (Organización del Sector Pesquero y Acuicola del Istmo Centroamericano.) / PREPAC (Plan Regional de Pesca y Acuicultura Continental.) 2005. Inventario regional de los cuerpos de agua continentales del istmo centroamericano (con énfasis en la pesca y la acuicultura). San Salvador, El Salvador. 70 p.
- Pringle, CM. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecological Perspectives* 11: 981-998.
- Rosgen, DL. 1994. A classification of natural rivers. *Catena* 22: 169-199.
- Scott, JM; Davis, F; Csuti, B; Noss, R; Butterfield, B; Groves, C; Anderson, H; Caicco, S; D'erchia, F; Edwards, TC, Jr; Ulliman, J; Wright, RG. 1993. Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123: 1-41.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2006. El sistema de áreas silvestres protegidas de Costa Rica: informe nacional. II Congreso Mesoamericano de Áreas Protegidas [Panamá, 24-28 de abril de 2006]. 96 p.
- _____. 2007a. Programa de monitoreo ecológico terrestre de las áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR). Etapa I: 2007-2011. Resumen ejecutivo. SINAC-MINAE. 22 p.
- _____. 2007b. Análisis de vacíos en Costa Rica. Vol. II: Análisis de vacíos en la representatividad e integridad de la biodiversidad de los sistemas de aguas continentales. San José, CR, TNC, GRUAS II. 105 p.
- Smakhtin, V; Revenga, C; Döll, P. 2004. Taking into account environmental water requirements in global-scale water resources assessments. Colombo, LK, Comprehensive Assessment Secretariat. *Comprehensive Assessment Research Report* 2. 24 p.
- TNC (The Nature Conservancy). 2008. Revisando las prioridades de conservación de la biodiversidad en Mesoamérica: sistemas de aguas continentales (Evaluación Ecorregional de Mesoamérica). San José, CR, TNC -Programa Regional de Ciencias: Región de Mesoamérica y el Caribe. *En prensa*.

Las redes de conectividad como base para la planificación de la conservación de la biodiversidad: propuesta para Costa Rica

Elvis Arias¹, Oscar Chacón², Bernal Herrera³, Gustavo Induni⁴, Heiner Acevedo⁵, Mario Coto⁶, James R. Barborak⁷

La presente propuesta debe necesariamente integrarse con otros instrumentos y procesos de planificación del uso de la tierra, con el fin de proponer un manejo integrado del territorio que satisfaga múltiples necesidades de la población. Esto también implica un fortalecimiento de las estructuras institucionales relacionadas y un mayor trabajo intersectorial entre las instancias encargadas de la gestión de la biodiversidad en el país. Es necesario además realizar una revisión detallada de los corredores biológicos existentes con el fin de priorizar y canalizar esfuerzos y recursos nacionales en función de las nuevas propuestas y prioridades establecidas.

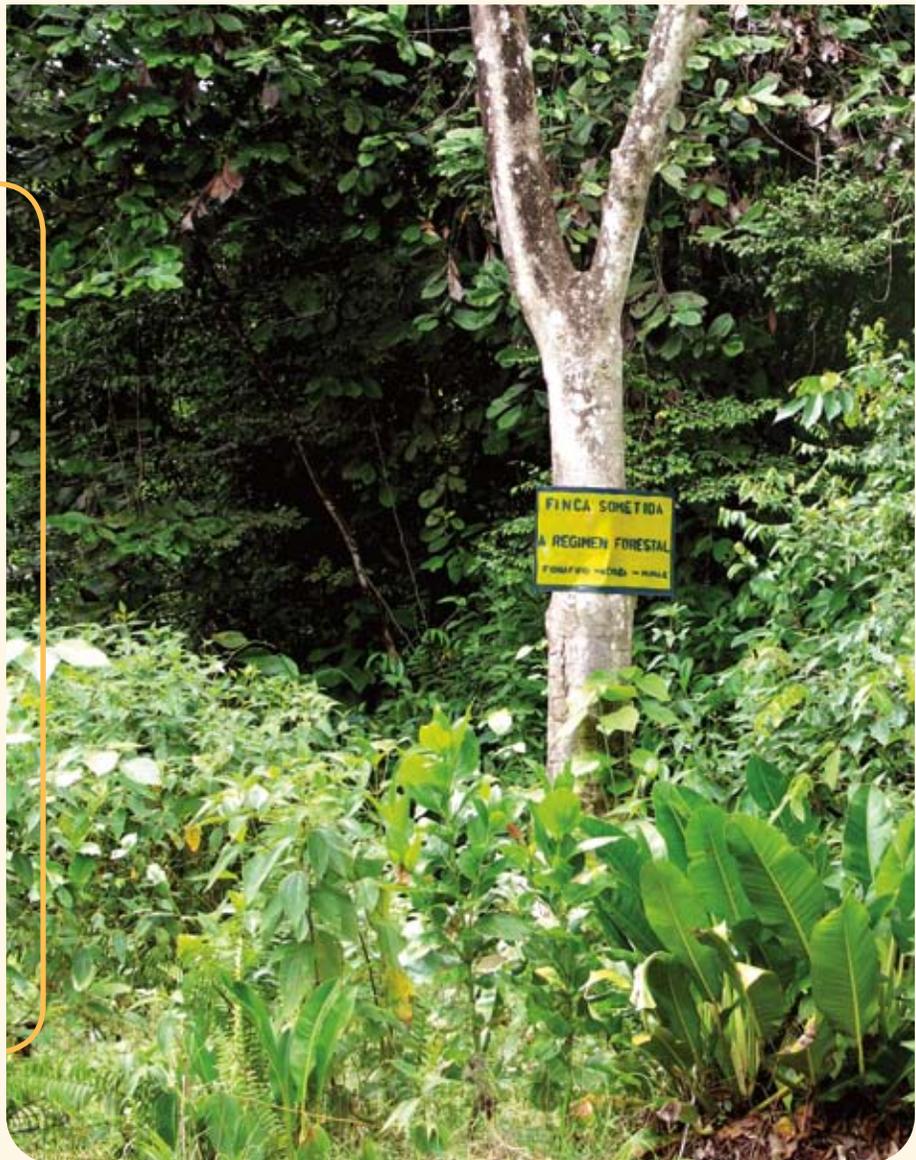


Foto: Sergio Pucci.

¹ Coordinador, Proyecto GRUAS II. Sistema Nacional de Áreas de Conservación. San José, Costa Rica. earias@racsa.co.cr

² Manejo de Información. Proyecto GRUAS II. SINAC. ochachon@inbio.ac.cr, hacevedo@inbio.ac.cr

³ Director Programa de Ciencias, TNC. San José, Costa Rica. bherrera@tnc.org

⁴ Gerencia de Áreas Protegidas, Sistema Nacional de Áreas de Conservación. San José, Costa Rica. Gustavo.induni@sinac.co.cr

⁵ Sistemas de Información Geográfica, Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). Heredia, Costa Rica. hacevedo@inbio.ac.cr

⁶ Coordinador, Programa Nacional Corredores Biológicos, Sistema Nacional de Áreas de Conservación. San José, Costa Rica. mario.coto@sinac.co.cr

⁷ Especialista Regional Áreas Protegidas y Corredores Biológicos, México y Centroamérica, Conservación Internacional. jbarborak@conservation.org

Resumen

El proceso de fragmentación puede resultar en una pérdida del hábitat, una reducción del área de los parches remanentes y un creciente aislamiento de los mismos, con la consecuente pérdida de especies a escala local y regional, y la aparición de cambios en los ensamblajes de fauna y en los procesos ecológicos. La fragmentación también puede impedir la dispersión hacia hábitats más apropiados como respuesta al cambio climático. Dados los procesos de pérdida de hábitat y fragmentación que ha experimentado Costa Rica en las últimas décadas, y aprovechando la disponibilidad de nueva información y avances en el conocimiento biológico sobre el país, el presente trabajo presenta los resultados de una iniciativa interinstitucional para preparar una propuesta actualizada de redes de conectividad estructural para el Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica.

Palabras claves: Áreas silvestres protegidas; corredor biológico; fragmentación del bosque; biodiversidad; conservación de la naturaleza; paisaje; ecología; uso de la tierra.

Summary

Connectivity networks as a basis for biodiversity conservation planning: a proposal for Costa Rica. Fragmentation can result in habitat loss, reduction in size and increasing isolation of remaining habitat patches, with consequent loss of species at local and regional scales, as well as changes in faunal assemblages and ecological processes. Fragmentation can also impede the ability of species to shift to more appropriate habitats in response to climate change. For more than 30 years, Costa Rica has strived to conserve its biodiversity through the design and implementation of proposals to maximize ecological connectivity among protected areas. In response to continuing loss and fragmentation of habitat over the past several decades, and utilizing new information and biological knowledge, this paper presents an updated proposal for improved structural connectivity for the National System of Protected Areas of Costa Rica.

Keywords: Wild protected areas; biological corridors; forest fragmentation; biodiversity; nature conservation; landscape; ecology; land use.

Introducción

La pérdida de bosques tropicales es la primera causa de disminución de la biodiversidad en el mundo. Ante esta situación, desde hace varias décadas, países como Costa Rica han diseñado sistemas de áreas protegidas con el objetivo de conservar el mayor remanente posible de biodiversidad (SINAC 2006). Aparentemente, esta estrategia ha funcionado, pues entre 1960 y 1997, no se encontraron evidencias de pérdida de cobertura en las áreas protegidas del país, al menos en las categorías de manejo I y II de la UICN (Sánchez-Azofeifa et ál. 2003). Sin embargo, en sitios alejados de las áreas protegidas (>1 km), se encontraron tasas de deforestación significativas para el mismo periodo

de estudio. Esto implica que el país ha sufrido un incremento en el aislamiento de sus áreas protegidas y, por lo tanto, de los remanentes de hábitat en los paisajes no protegidos.

El proceso de fragmentación puede resultar en una pérdida del hábitat, una reducción de su tamaño y un creciente aislamiento del mismo (Bennett 1998); en consecuencia, aumenta la pérdida de especies a escala local y regional y los cambios en los ensamblajes de fauna y en los procesos ecológicos (p.e. relaciones predador-presa, competencia, dispersión de propágulos (Bennett 1998). También se dificulta la migración y dispersión hacia hábitats más apropiados, como respuesta al cambio climático (Kappelle et ál. 1999).

Una estrategia mundialmente aplicada es el diseño de rutas de conectividad que reduzcan el impacto de los cambios mencionados anteriormente (Bennett 1998, Bennett y Mulongoy 2006). La conectividad se relaciona con el acceso de las diferentes especies a todos los hábitats y recursos necesarios para completar sus ciclos de vida, así como con la capacidad de movimiento en caso de cambios abruptos en factores ecológicos (Primack et ál. 1998, Kappelle et ál. 1999). Además del área dinámica mínima, la composición y estructura de los elementos de la biodiversidad y los regímenes ambientales y de disturbio natural, la conectividad es otro atributo clave para el mantenimiento de la funcionalidad de los ecosistemas (Poiani et ál. 2000, Parrish et ál. 2003).

Es poco probable que el mantenimiento de la biodiversidad se consiga únicamente a través de áreas protegidas -especialmente en aquellos casos que, como en Costa Rica, la mayoría de las áreas protegidas son relativamente pequeñas y rodeadas de ‘límites duros’ y ambientes alterados como campos agrícolas, pastizales, zonas urbanas y turísticas (Finegan et ál. *en prensa*). Más bien, la probabilidad de mantener la biodiversidad se maximiza en el tanto se cuente con una red de hábitats intercomunicados que mantenga la conectividad de los procesos ecológicos y las poblaciones de especies (Noss 2003, Bennett y Mulongoy 2006).

En este sentido, parece claro que para el mantenimiento de los procesos ecológicos y poblaciones de especies, la planificación sistemática y estratégica es indispensable. Esto es especialmente relevante, sobre todo, en paisajes vulnerables al impacto humano o donde la integridad ecológica no se encuentre en los rangos de variación aceptable (Bennett 1998, Parrish et ál. 2003, Finegan y Bouroncle 2007). Mantener y restaurar la conectividad ecológica como atributo clave en la funcionalidad de los ecosistemas debe, por lo tanto, ser una meta de los esfuerzos de planificación de sistemas de áreas protegidas y de estrategias nacionales de conservación de la biodiversidad y mantenimiento de los bienes y servicios asociados.

En el estudio de los procesos ecológicos y de dispersión de las especies es posible aplicar los modelos de conectividad como una herramienta para la planificación y gestión de los recursos naturales. Estos modelos producen escenarios gráficos sobre la permeabilidad del paisaje en función de la distancia máxima de dispersión ecológica vs. la resistencia ejercida por el uso del suelo; así se logra la accesibilidad de un fragmento de hábitat

o de cualquier punto del territorio (Gustafson y Gardner 1996, With y Crist 1997, Hctor et ál. 1999).

Cuando el modelaje de conectividad se fundamenta en el grado de fricción o dificultad para la “conexión” entre áreas silvestres protegidas o áreas núcleo, es posible obtener las “redes de conectividad”. Esto funciona como un insumo importante para la planificación urbanística y territorial (*sensu* ordenamiento territorial), para la definición de corredores biológicos y zonas de amortiguamiento, para la creación de corredores funcionales mixtos (agricultura, ganadería, forestería, zonas urbanas y cobertura natural), entre otros.

Mantener y restaurar la conectividad ecológica como atributo clave en la funcionalidad de los ecosistemas debe ser una meta de los esfuerzos de planificación de sistemas de áreas protegidas y de estrategias nacionales de conservación de la biodiversidad y mantenimiento de los bienes y servicios asociados.

Desde hace 25 años, se ha venido dando una serie de iniciativas para lograr una mayor diversidad altitudinal y conectividad entre áreas protegidas de Costa Rica, particularmente en Guanacaste y la Cordillera Volcánica Central. También se han implementado iniciativas pioneras regionales de conservación, como el proyecto Paseo Pantera (Barborak et ál. 1994). El Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa

Rica (SINAC), en el marco del proyecto del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM 2002), ha venido diseñando e implementando propuestas de conectividad entre corredores biológicos desde hace ya unos diez años (García 1996, Rojas y Chavarría 2005). No obstante, se hace necesaria una revisión de las estrategias de conservación a escala de paisaje y regional en Costa Rica, debido a los cambios sufridos en la configuración del paisaje (Sánchez-Azofeifa et ál. 2003), a la amenaza del cambio climático y su impacto en la biodiversidad (Gitay et ál. 2002), y en complemento con la revisión de la representatividad de los ecosistemas dentro del sistema nacional de áreas protegidas (SINAC 2007, Arias et ál. 2008).

El presente trabajo presenta una propuesta de redes de conectividad estructural para la conservación de la biodiversidad y como complemento a la propuesta de conservación delineada por Arias et ál. (2008, en este mismo número de la RRNA) y SINAC (2007). Es importante aclarar aquí que las rutas de conectividad no son corredores biológicos propiamente dichos, sino más bien propuestas de enlace entre áreas protegidas, las cuales, luego deberán ser utilizadas en el diseño de los respectivos corredores biológicos.

Metodología

El modelo usado para el diseño de la red de conectividad ecológica estructural inicial utilizó tres componentes (Hctor et ál. 1999, Céspedes 2006):

1. Identificación de áreas protegidas a conectar y núcleos de hábitat prioritarios para la conservación que no están protegidos dentro del sistema nacional de áreas protegidas.
2. Establecimiento de niveles de dificultad al desplazamiento de las especies silvestres en toda el área intermedia entre las áreas protegidas identificadas como objetivo.

3. Modelación de la red de conectividad integrada por los núcleos prioritarios para la conservación, a través de las rutas de menor dificultad al desplazamiento.

La información espacial utilizada en el análisis se tomó de diferentes fuentes, las cuales se detallan en SINAC (2007).

Identificación de áreas núcleo

Como áreas núcleo se consideran los remanentes de hábitat que se interconectarán en el diseño de las rutas de conectividad. Para efectos de este trabajo, se seleccionaron las áreas silvestres protegidas (ASP) con objetivos de manejo equivalentes a las categorías I y II de UICN. Estos sitios, en su mayoría reservas biológicas y parques nacionales, son áreas que por su categoría internacional y legislación nacional ya son, o serán, propiedad estatal para ser protegidas con fines de conservación de la biodiversidad a perpetuidad.

Niveles de dificultad para la conectividad

La dificultad para conectividad biológica está determinada por los tipos de cobertura y por las actividades que existan o se desarrollen sobre la superficie de la tierra. La dificultad más alta la imponen aquellas áreas donde la cobertura existente o las actividades que se desarrollan se alejan más de la condición natural y viceversa. Así por ejemplo, las áreas con concentraciones de población y/o con zonas de alto tránsito son las que imponen las dificultades más altas; mientras que las áreas de cobertura natural inalterada sin presencia de centros de población serán las que menos dificultades impongan. Los valores de dificultad fueron determinados con base en el análisis de cuatro factores: cobertura del suelo, red fluvial, densidad de poblados y red de carreteras.

Cobertura del suelo.- La cobertura del suelo impone diferentes nive-

les de dificultad al movimiento de especies, lo cual se asocia directamente con el tipo de cobertura. La valoración del grado de dificultad al movimiento se asignó de acuerdo con el criterio de expertos consultados. El mapa de cobertura de la tierra del país se dividió en varios tipos para efectos del presente trabajo. Las áreas no alteradas son las que imponen menos dificultad de movimiento y las más alteradas imponen la mayor dificultad. Para el estudio se usó la siguiente escala de valores, donde 1 representa el nivel de dificultad más bajo.

1. Parches de cobertura natural mayores de 1000 hectáreas
2. Parches de cobertura natural menores de 1000 hectáreas
3. Charrales, tacotales, plantación forestal y cultivos permanentes
4. Pastos y pastos con árboles
5. Piña, caña, banano, arroz y melón
6. Terreno descubierto y áreas urbanas

Red fluvial.- Como complemento a la cobertura de la tierra, se determinó que en términos generales las zonas que se ubican cerca de los sistemas naturales de drenaje (ríos, quebradas, arroyos, acequias o cualquier otro) facilitan o favorecen la conectividad y que la dificultad aumenta con la distancia, ya que buena parte de las especies que necesitan desplazarse requieren del agua en alguna parte de su ciclo de vida, o bien la utilizan como agente de transporte o dispersor. Para el estudio se usó la siguiente escala de valores de dificultad al desplazamiento, asignados según el criterio experto; 1 representa el nivel de dificultad más bajo.

1. Distancia de 0 - 50 m a ríos principales
2. Distancia de 51 - 100 m a ríos principales
3. Distancia de 101 - 200 m a ríos principales
4. Distancia de >200 m a ríos principales

Densidad de poblados.- Para el caso de las poblaciones humanas, se usa la densidad de poblados en un radio definido (5 km en este caso) como indicador de dificultad a la conectividad. Con base en el mapa de poblados se dividió la densidad poblacional en cinco categorías, a las cuales se le otorga una valoración mayor conforme aumenta la densidad de poblados dentro de un ámbito espacial de 5 km. Para el estudio se usó la siguiente escala de valores de dificultad al desplazamiento de especies según densidad de poblados y criterio de expertos; 1 representa el nivel de dificultad más bajo.

1. Densidad de poblados de 0 - 0,168
2. Densidad de poblados de 0,168 - 0,336
3. Densidad de poblados de 0,336 - 0,504
4. Densidad de poblados de 0,504 - 0,672
5. Densidad de poblados de 0,672 - 0,840

Red vial.- Finalmente, se usó la información de carreteras como una variable que impone diferentes niveles de dificultad a la conectividad, según la cercanía a las mismas. Las carreteras no solo significan un obstáculo para el tránsito de especies de un lugar a otro, sino además perturbación por ruidos y otras formas de contaminación que hacen que su efecto vaya más allá del área propiamente dedicada al tránsito vehicular; tales efectos nocivos disminuyen de forma paulatina conforme se está más lejos de la misma. Para este estudio solo se utilizó la información correspondiente a las carreteras principales debido a que al momento de realización del estudio, era la información espacial más confiable. Los niveles de dificultad identificados se asocian a rangos de distancia (en metros) tal como se muestra en la escala de valores siguiente, definida según criterio

de expertos; 1 representa el nivel de dificultad más bajo.

4. Distancia a carreteras de 0 a 200 m
3. Distancia a carreteras de 201 a 500 m
2. Distancia a carreteras de 501 a 1000 m
1. Distancia a carreteras de más de 1001 m

Mapa de dificultad de movimiento o de fricción.- A partir de esos análisis se generó un mapa de dificultad de movimiento, o de fricción. En el mismo se identifican los niveles de dificultad en cada espacio del territorio continental del país, y es la base para determinar la ruta más adecuada para establecer conectividad entre dos núcleos definidos. El grado de fricción de un punto dado en el espacio corresponde a la sumatoria de los valores otorgados a cada uno de los indicadores de dificultad anteriormente descritos.

Generación de las rutas de conectividad

Para la modelación de las rutas de conectividad se utilizó el software ArcView 3.3 y las extensiones *Cost Distance* y su función *Cost Path* (Céspedes 2006). El modelo generó una superficie de costos, utilizando un punto de origen y los valores de dificultad al movimiento o fricción para cada unidad de área de la matriz. Así, el trazado de las rutas de conectividad se fundamenta sobre una regla general que establece que cualquier línea necesariamente debe conectar dos áreas protegidas las cuales, a su vez, representan las áreas núcleo de dispersión de la biodiversidad. Para ello, se identificaron, primero, las líneas de conectividad altitudinal y segundo, las líneas de conectividad longitudinal. Las rutas de conectividad son trazadas con la ayuda de un modelo diseñado por Céspedes (2006), el cual se centra en los puntos de conectividad de salida y de llegada.

Líneas de conectividad altitudinal.

Las ASP de conservación absoluta ubicadas en las partes altas de las cordilleras se establecieron como los puntos de salida, y el resto de ASP de cualquier categoría de manejo ubicadas en las partes bajas (llanuras, costas, valles, etc.) se establecieron como los puntos de llegada.

La dificultad para conectividad biológica está determinada por los tipos de cobertura y por las actividades que existan o se desarrollen sobre la superficie de la tierra. La dificultad más alta la imponen aquellas áreas donde la cobertura existente o las actividades que se desarrollan se alejan más de la condición natural y viceversa.

Líneas de conectividad longitudinal.

Entre diferentes ASP de un mismo sector o una misma región geográfica, se estableció que el área núcleo de salida fuese un ASP de conservación permanente y las áreas protegidas de otra categoría de manejo ubicadas alrededor fuesen los puntos de llegada.

Priorización de las rutas

Una vez identificadas las rutas de conectividad, éstas fueron priorizadas con base en la coincidencia con fragmentos identificados como propuesta para el llenado de vacíos de conservación (ver Arias et ál. 2008, en este mismo número de la RRNA). La escala de valores usada en la priorización de rutas fue la siguiente; 2 es el valor más alto.

0. La ruta no toca vacíos ni una iniciativa local.

1. La ruta se interseca con algún parche o vacío, o bien coincide con una propuesta local de corredor biológico que se está implementando en el campo.
2. La ruta coincide con un vacío y una propuesta local.

Resultados

En total se identificaron 128 rutas de conectividad a lo largo del país (Fig. 1). En muchos de los casos, las mismas coinciden con propuestas de corredores biológicos en proceso de implementación (Rojas y Chavarría 2005, SINAC 2007). Para los casos en los que no se dio coincidencia será necesario revisar con más detalle cada uno y evaluarlos de manera individual, si la intención es formalizar un corredor biológico.

Es importante señalar que, por lo criterios utilizados para la generación del mapa de fricción, en algunas regiones de alta densidad poblacional -como el Valle Intermontano Central (parte central en la Fig. 1) - el modelo de conectividad generó líneas sobre zonas poco viables, por la alta intensidad del uso del suelo. Por lo tanto, las rutas de conectividad en esta y otras regiones similares de uso intensivo del suelo deberán de circunscribirse a los bosques de galería de los sistemas fluviales, ya que son de las pocas áreas que aún poseen cobertura natural -particularmente en cañones abruptos cuya topografía ha ayudado a conservar la cobertura vegetal, aun en zonas muy perturbadas. Las regiones donde se identifican propuestas de conectividad poco viables para un rango amplio de especies se dan en aquellos sistemas ecológicos que, por su grado de fragmentación y tamaño de los fragmentos, están en peligro de extinción (SINAC 2007).

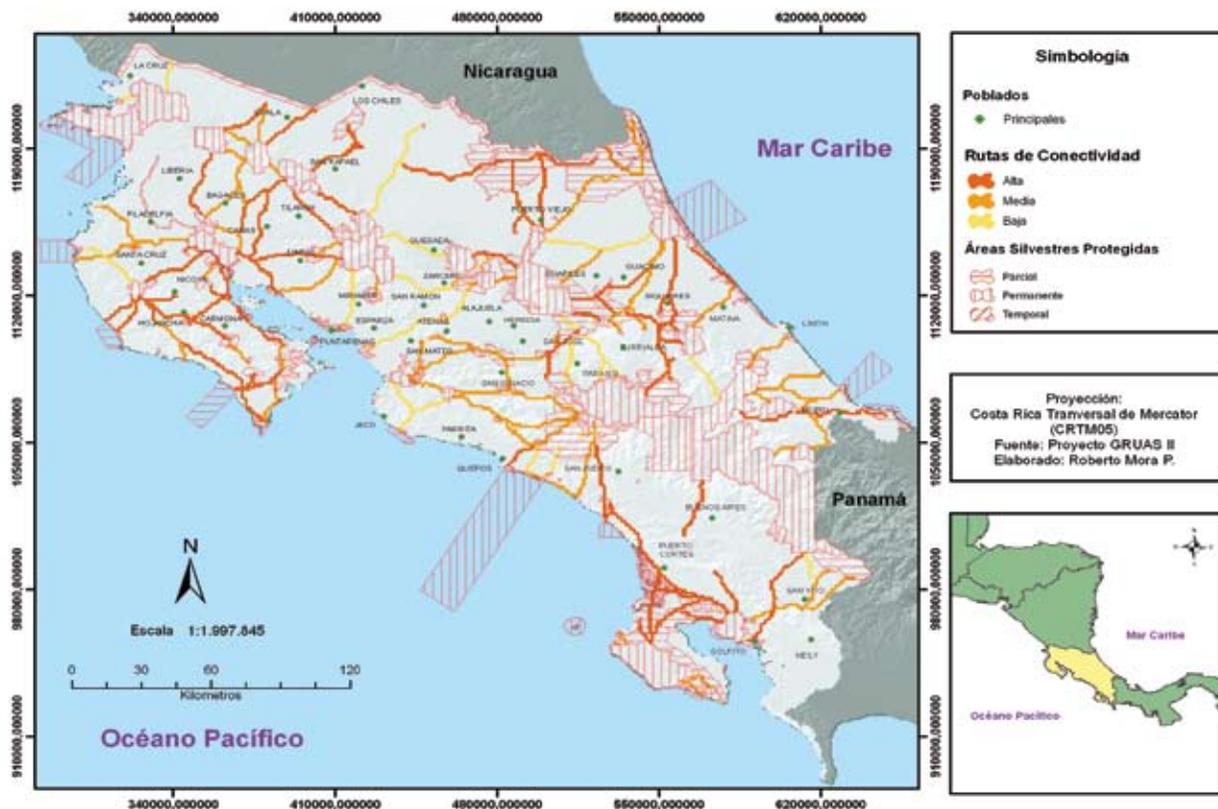


Figura 1. Mapa de rutas de conectividad propuestas para Costa Rica (Tomado y adaptado de SINAC 2007).

Del total de las rutas identificadas, 49 tienen un valor de importancia “alto” ya que la ruta pasa por vacíos de conservación y coincide con propuestas locales actualmente en proceso de implementación; 33 rutas tienen una valoración de importancia “media” porque pasan por vacíos de conservación, pero no existe una propuesta en proceso de implementación; otras 30 rutas tienen una importancia “media” porque coinciden con alguna propuesta o iniciativa local que promueve la conectividad, pero no pasan por vacíos de conservación; finalmente, hay 16 rutas de importancia “baja” porque ni pasan por vacíos ni existen iniciativas de conectividad en proceso de implementación (Fig. 1).

La efectividad en la conservación de la biodiversidad de los corredores biológicos es un tema en debate entre

los investigadores (Finegan et al. *en prensa*). Estos autores -basados en un análisis de información publicada - argumentan que existe suficiente evidencia para suponer que las poblaciones de especies, comunidades y procesos ecológicos tienen mayor probabilidad de perdurar en paisajes interconectados que en fragmentos aislados y dispersos. Tal argumento apoya el enfoque utilizado en la presente propuesta, la cual parte de la estructura del paisaje para establecer las rutas de conectividad; i.e. tamaño de los hábitats, distancia entre ellos y presencia de redes alternativas por las que las especies pueden eventualmente desplazarse (Beier y Noss 1998, Bennett 1998). Actualmente no es posible diseñar una red de conectividad funcional para especies prioritarias y a una escala nacional, que se base en las respuestas de las

especies a la estructura física del paisaje (Bennett 1998), debido a la poca información disponible. Si se decidiera utilizar un grupo particular de especies para dicho análisis, nunca podríamos estar seguros de que esas especies representen los requerimientos del mayor porcentaje de biodiversidad (MacNally et al. 2002). Habrá que revisar y actualizar los resultados conforme aumenta y mejora el conocimiento sobre la biodiversidad.

Ante la presente propuesta de rutas de conectividad es imperativo, entonces, realizar una revisión detallada de los corredores biológicos existentes, a la luz de los resultados obtenidos y con el fin de priorizar y canalizar esfuerzos y recursos nacionales -p.e. pagos por servicios ambientales - en función de las nuevas propuestas y prioridades establecidas. Para el

restablecimiento de la conectividad en varias de las regiones del país, la restauración ecológica jugará un papel fundamental. Se hace entonces necesario identificar, a nivel regional, los sectores dentro de las rutas de conectividad que requieren de un proceso de restauración de la conectividad ecológica.

La presente propuesta, articulada con la propuesta de vacíos en la representatividad de los ecosistemas terrestres (Arias et ál. 2008, en este mismo número de la RRNA), debe necesariamente integrarse con otros instrumentos y procesos de planificación del uso de la tierra (Bennett y Mulongoy 2006), con el

fin de proponer un manejo integrado del territorio que satisfaga múltiples necesidades de la población. Esto también implica un fortalecimiento de las estructuras institucionales relacionadas y un mayor trabajo intersectorial entre las instancias encargadas de la gestión de la biodiversidad en el país. 

Agradecimientos

Este esfuerzo fue posible gracias al Proyecto GRUAS II, liderado por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Costa Rica y apoyado, técnica y financieramente, por The Nature Conservancy (TNC), Conservación Internacional (CI), Fondo de Financiamiento Forestal (FONAFIFO), Proyecto COBODES y el Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). Un especial agradecimiento a aquellas personas involucradas en la dirección de este proyecto: Marco Vinicio Araya, Zdenka Piskulich, Jorge Mario Rodríguez, José Cubero, Manuel Ramírez, Luis Murillo, Alejandro Álvarez, Luis Rojas, Randall García e Irene Suárez. Un especial agradecimiento a Margarita Céspedes y Bryan Finegan (CATIE) por el apoyo metodológico brindado. Agradecemos también a dos revisores anónimos por sus valiosos aportes al documento. Finalmente, queremos agradecer a todas aquellas personas que participaron en los diferentes talleres de consulta ya que, sin duda, sus aportes fueron claves para la concretización de esta propuesta.

Literatura citada

- Arias, E; Chacón, O; Induni, G; Herrera, B; Acevedo, H; Corrales, L; Barborak, JR; Coto, M; Cubero, J; Paaby, P. 2008. Identificación de vacíos en la representatividad de ecosistemas terrestres en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Costa Rica. Recursos naturales y Ambiente no. 54:21-27.
- Barborak, JR; Carr III, AF; Harris, LD. 1994. Recomendaciones para la consolidación territorial y conectividad de las áreas protegidas de Costa Rica. In Vega, A. (Ed.). Corredores conservacionistas en la Región Centroamericana; Conferencia Regional auspiciada por el Proyecto Paseo Pantera. Memoria. (1994, Florida). Tropical Research and Development, Inc.
- Beier, P; Noss, R. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Bennett, AF. 1998. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, CH, IUCN. 254 p.
- Bennett, G; Molungoy, KJ. 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Montreal, CA, Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Technical Series No. 23. 100 p.
- CBM (Corredor Biológico Mesoamericano, CR). 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano en Costa Rica. Managua, NI, Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. Serie técnica no. 03. 87 p.
- Céspedes, M. 2006. Diseño de una red ecológica de conservación entre la Reserva de la Biosfera La Amistad y las áreas protegidas del Área de Conservación Osa, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 144 p.
- Finegan, B; Céspedes, M; Sesnie, SE. *En prensa*. Programa de monitoreo ecológico de las áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica; etapa 1: 2007-2011. Documento Técnico de Referencia - El monitoreo ecológico como componente integral del manejo de áreas protegidas y corredores biológicos en los trópicos: conceptos y práctica. Turrialba, CR, CATIE.
- _____; Bouroncle, C. 2007. Patrones de fragmentación de los bosques de tierras bajas, su impacto en las comunidades y especies vegetales y propuestas para su mitigación. *En*: Harvey, CA; Sáenz, JC. (Eds.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Santo Domingo, CR, INBio. p. 139-178.
- García, R. 1996. Propuesta técnica de ordenamiento territorial con fines de conservación de biodiversidad: proyecto GRUAS. San José, CR, Ministerio de Ambiente y Energía, Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Proyecto Corredor Biológico Mesoamericano. 114 p.
- Gitay, H; Suárez, A; Watson, RT; Dokken, DJ. (Eds.). 2002. Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico V del IPCC. 85 p. Consultado 05 abril 2008. http://www.ipcc.ch/pub/tpbiodiv_s.pdf
- Gustafson, EJ; Gardner, RH. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77: 94-107.
- Hector, T; Carr, MH; Zwick, PD. 1999. Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: The Florida ecological network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- Kappelle, M; Vuuren, MMI, van; Baas, P. 1999. Effects of climate change on biodiversity: A review and identification of key research issues. *Biodiversity and Conservation* 8: 1383-1397.
- MacNally, R; Bennett, AF; Brown, GW; Lumsden, LF; Yen, A; Hinkley, S; Lillywhite, P; Ward, D. 2002. How well do ecosystem-based planning units represent different components of biodiversity? *Ecological Applications* 12:900-912.
- Noss, RF. 2003. A checklist for wild lands network designs. *Conservation Biology* 17(5): 1270-1275.
- Parrish, JD; Braun, DP; Unnasch, RS. 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *Bioscience* 53(9): 851-860.
- Poiani, KA; Richter, BD; Anderson, MG; Richter, HE. 2000. Biodiversity conservation at multiple spatial scales: Functional sites, landscapes and networks. *Bioscience* 50(2): 133-146.
- Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 1998. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. México DF, MX, Fondo de Cultura Económica. 797 p.
- Rojas, L; Chavarría, M. 2005. Corredores biológicos de Costa Rica. San José, CR, Corredor Biológico Mesoamericano sección CR. s.p.
- Sánchez-Azofeifa, GA; Quesada-Mateo, C; Gonzáles-Quesada, P; Dayanandan, S; Bawa, KS. 2003 Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* 109: 123-135.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2006. El sistema de áreas silvestres protegidas de Costa Rica: informe nacional. II. Congreso Mesoamericano de Áreas Protegidas [Panamá, 24-28 de abril de 2006]. 96 p. (Mimeografiado).
- _____. 2007. GRUAS II: Propuesta de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica. Volumen 1: Análisis de vacíos en la representatividad e integridad de la biodiversidad terrestre. San José, CR. 100 p.
- With, KA; Crist, TO. 1995. Critical thresholds in species' response to landscape structure. *Ecology* 76: 2446-2459.

Diseño de una red ecológica de conservación entre la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas del Área de Conservación Osa, Costa Rica

Margarita Victoria Céspedes¹; Bryan Finegan²; Bernal Herrera³; Luis Diego Delgado⁴; Sergio Velásquez⁵; José Joaquín Campos⁶

La red ecológica de conservación entre la RBLA y las áreas protegidas de ACOSA diseñada en este estudio es una aproximación de filtro grueso a escala de paisaje. Esta red se presenta como un aporte para la conservación a nivel regional, enmarcado en los criterios del manejo adaptativo y de costo-efectividad. La red de conectividad estructural diseñada constituye un eje que podría enlazar y complementar las iniciativas locales de corredores biológicos, para articularlos en una sola red regional de conectividad. En este sentido, es necesario promover la creación de corredores locales en las áreas identificadas como prioritarias que todavía no cuentan con iniciativas de este tipo.

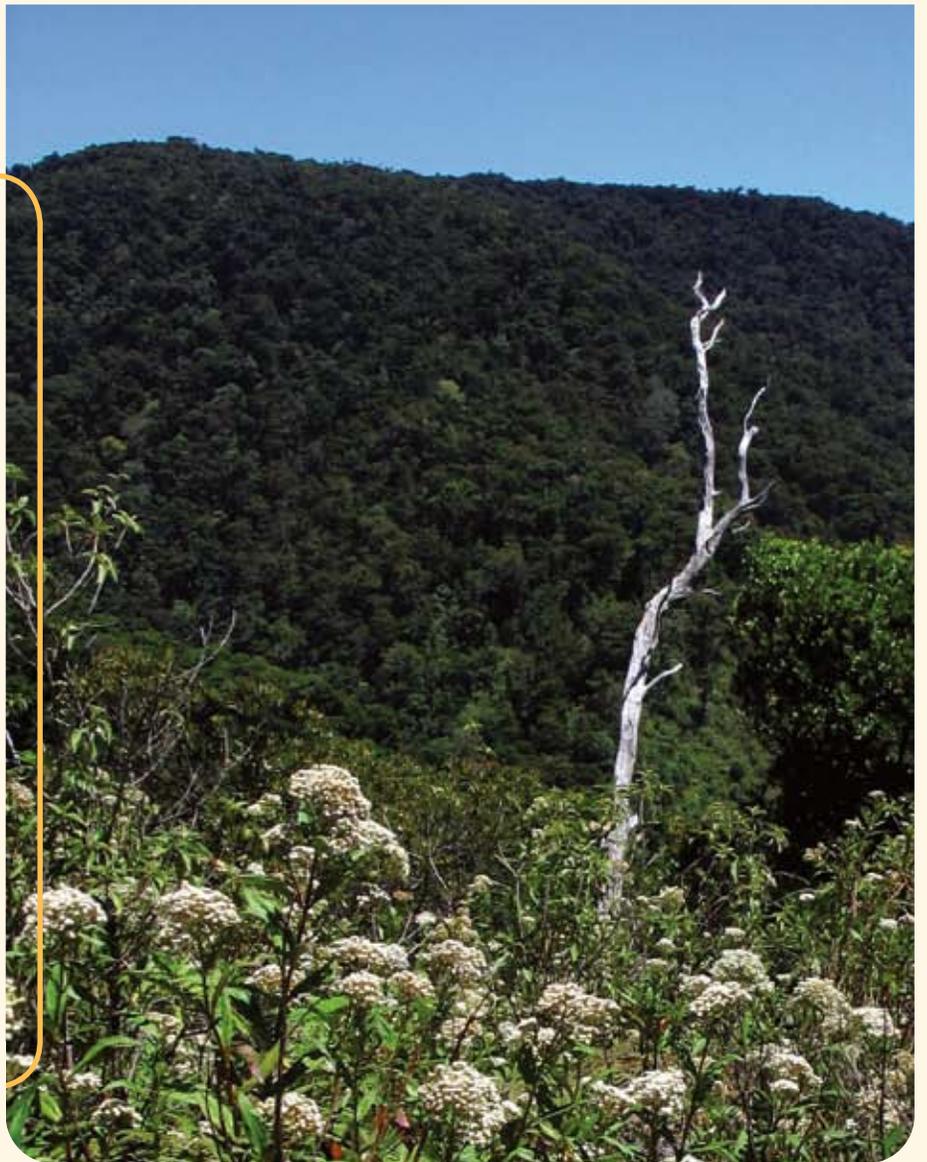


Foto: TNC.

¹ Mag. Sc. en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, CATIE. cespedes@catie.ac.cr

² Grupo Bosques, Áreas Protegidas y Biodiversidad, CATIE. bfinegan@catie.ac.cr

³ Director Programa de Ciencias, TNC. Costa Rica. bherrera@tnc.org

⁴ Grupo Bosques, Áreas Protegidas y Biodiversidad, CATIE. ddelgado@catie.ac.cr

⁵ Grupo Manejo Integrado de Cuencas, CATIE. svelasqu@catie.ac.cr

⁶ Cátedra Latinoamericana de Gestión de Territorios Forestales, CATIE. jcampos@catie.ac.cr

Resumen

Se desarrolló y aplicó una metodología para el diseño de una red ecológica de conservación en la zona comprendida entre la Reserva de Biosfera La Amistad y la Península de Osa en Costa Rica. Mediante el método de menor costo-distancia se conectaron núcleos de hábitat priorizados a través del análisis multicriterio espacial sobre un área de 444.437 ha. Para seleccionar las redes con mayor estabilidad de conectividad estructural se identificaron criterios por medio del análisis de los cambios históricos en la estructura del paisaje y las transiciones entre usos de la tierra en un periodo de 16 años, usando imágenes Landsat TM (1987, 1997 y 2003). La red final conecta seis áreas protegidas y está compuesta por 34.479 ha de parches de bosque y 30.986 ha de un mosaico de otros siete usos de la tierra.

Palabras claves: Áreas silvestres protegidas; conservación de la naturaleza; corredor biológico; paisaje; conservación del paisaje; uso de la tierra.

Summary

Design of an ecological conservation network between La Amistad Biosphere Reserve and the protected areas in Osa Conservation Area, Costa Rica. A methodology for the design of ecological conservation networks was developed and applied in an area located between La Amistad Biosphere Reserve and Osa Peninsula in Costa Rica. The least cost-path approach was used to connect core habitat areas selected as high priority using a spatial multi-criteria analysis, in a 444.437 ha area. Criteria for the selection of the most stable structural connectivity networks were identified by means of an analysis of historical changes in landscape structure and land use transitions, using Landsat TM images covering a 16 year period (1987, 1997 and 2003). The final network connects six protected areas, and is made up of forest fragments covering 34.479 ha, plus a mosaic of seven other land uses covering 30.986 ha.

Keywords: Wild protected areas; nature conservation; biological corridors; landscape; landscape conservation; land use.

Introducción

Las nuevas estrategias para la conservación de la biodiversidad reconocen la necesidad de mantener los sistemas ecológicos conectados en sistemas más amplios (Hector et ál. 2000). Esta necesidad surge al comprobar que, a pesar de que muchas áreas protegidas son efectivas para detener la deforestación en su interior (Bruner et ál. 2001), a largo plazo la conservación de la biodiversidad que albergan sigue amenazada por efectos del aislamiento progresivo al que están sometidas (Bennett 2004). Pasar de estrategias de conservación puntual a estrategias a escala regional ha requerido del desarrollo de metodologías de planificación en diferentes niveles; así, se han desarrollado los conceptos de sitio, paisaje

y redes funcionales para la conservación, según los elementos de la biodiversidad objeto de conservación (Poiani et ál. 2000). A nivel de paisaje se trabaja en pequeña escala para abarcar comunidades o sistemas ecológicos; este nivel de trabajo se conoce como de *filtro grueso* (Poiani et ál. 2000). Las propuestas de filtro grueso se complementan con aproximaciones sucesivas en un proceso de manejo adaptativo que, por medio de investigaciones cada vez más detalladas, permiten identificar los sitios funcionales no considerados inicialmente (Poiani et ál. 2000). La integración de los sitios y paisajes funcionales se plantea a través de las redes funcionales.

Los corredores biológicos son una herramienta potencial para favorecer la conectividad (Bennett

2004). En la evolución de su diseño se ha incorporado el concepto de redes de conectividad estructural, las cuales se crean en función de la distribución espacial de diferentes tipos de hábitat en el paisaje (Bennett 2004). El diseño de estas redes parte de la premisa de la ecología del paisaje que supone que hay fuertes relaciones entre los patrones del paisaje y las funciones y procesos ecológicos (Gustafson 1998). Los sistemas de información geográfica (SIG) y las metodologías de análisis multicriterio espacial se han convertido en las herramientas más reconocidas para su diseño (Hector et ál. 2000). En Mesoamérica, estas metodologías han sido usadas para priorizar áreas y redes ecológicas al interior de corredores ya establecidos (Ramos y Finegan 2007, Murrieta et

ál. 2007). Los corredores biológicos usualmente se encuentran expuestos a fenómenos de transformación a usos más intensivos; esto hace que, para efectos de planificación, sea necesario analizar el cambio de uso a nivel espacial, dado que la permanencia de los hábitats remanentes es fundamental para el arreglo de redes de hábitat (Corry 2004).

La presente investigación tuvo como objetivo principal proponer una red de conectividad estructural entre dos sitios claves para la conservación en Mesoamérica: la península de Osa en Costa Rica y la Reserva de Biosfera La Amistad (Calderón et ál. 2004). La necesidad de un corredor biológico en esta área se fundamenta en el aislamiento creciente de ambos sitios y en el muy bajo porcentaje de área bajo protección en la zona.

Metodología

Sitio de estudio

El ámbito de la investigación se localiza sobre las cuencas de los ríos Grande de Térraba, Sierpe y Esquinas, en un área de 444.437 ha que cubre parte de las áreas

de conservación Osa (ACOSA) y La Amistad Pacífico (ACLA-P), en la zona sur de la provincia de Puntarenas (ITCR 2000, Fig. 1). La precipitación oscila entre 2180 y 4840 mm y el rango altitudinal parte desde el nivel del mar hasta 3300 msnm. El área abarca ocho zonas de vida y cinco transiciones (Powell y Palminteri 1988). Las zonas de vida mejor representadas en cuanto a extensión potencial son el bosque muy húmedo premontano, bosque muy húmedo tropical y bosque pluvial premontano.

Diseño de la red de conectividad estructural inicial

La red inicial se diseñó con el propósito de identificar alternativas de conectividad estructural en el sitio de estudio, con base en una adaptación de las metodologías utilizadas por Hctor et ál. (2000), Jiménez (2000), Ramos y Finegan (2007) y Murrieta et ál. (2007). Estas rutas fueron identificadas en este estudio mediante el software *Arcview 3.3*, con sus funciones *Cost Distance* y *Cost Path*. Los elementos usados para trazar las redes fueron: 1) las

áreas a conectar (origen), 2) mapa de dificultades al desplazamiento o valores de fricción y 3) los núcleos de hábitat prioritarios presentes en el área intermedia (destinos). Como fuente de información de las coberturas naturales y los usos de la tierra se utilizaron los mapas de ecosistemas del Proyecto Ecomapas (INBio 2002 y 2005). La proyección utilizada fue Costa Rica Transversal de Mercator (CRTM), mientras que la escala de interpretación se fijó en 1:50.000. La unidad mínima de mapeo se fijó en 2 ha y la resolución en formato *raster* fue un píxel de 28,5 m x 28,5 m.

Los objetivos de la red a diseñar y sus elementos se identificaron en un proceso de consulta definido en la metodología Delphi (Ureña y Palao 1981 y Moricochi et ál. 1995). Los núcleos de hábitat prioritarios y los valores de fricción se definieron mediante el análisis multicriterio espacial, usando el software *Arcview 3.3*, su extensión *Model Builder* y su función *weighted overlay*. La ponderación de las variables se obtuvo a partir de la prioridad asignada por el criterio de los expertos. Las variables seleccionadas para establecer los valores de fricción fueron: cobertura, distancia a ríos, conflicto de uso de la tierra, distancia a carreteras y distancia a poblados. Los rangos de cada variable usada se establecieron en una escala discreta entre 1 (menor resistencia al movimiento) y 6 (mayor resistencia al movimiento). En el mapa de fricción resultante se reclasificaron los valores de cada píxel en escala logarítmica, el valor 1 fue asignado a las unidades con menor fricción y el valor mayor, 100.000, a las de mayor fricción.

Dinámica del uso de la tierra en el área de influencia de las redes de conectividad

Se establecieron los criterios para identificar la red de conectividad más estable en el tiempo a través del análisis de los cambios espaciales y

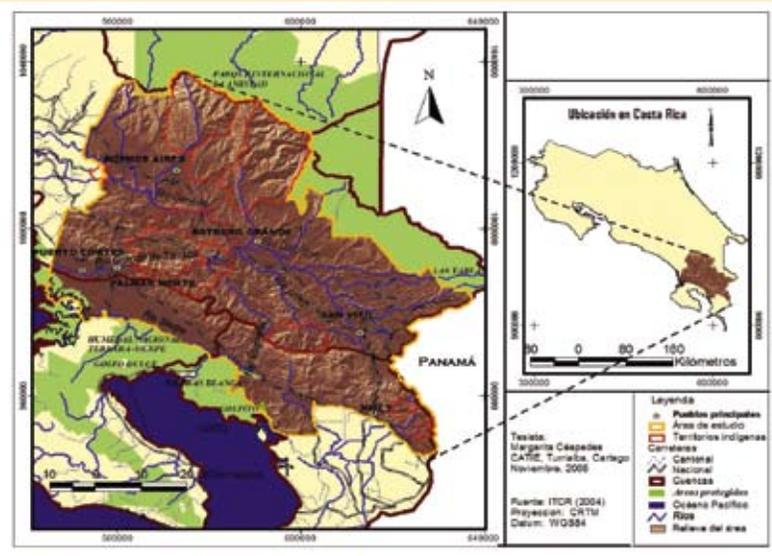


Figura 1. Ubicación del área de estudio para el diseño de la red ecológica de conservación entre la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas de la Península de Osa

temporales de uso de la tierra en el periodo 1987-2003. La técnica usada para la detección de cambios fue una metodología post-clasificación. Los mapas categóricos con diez usos de la tierra (años 1987, 1997 y 2003) se produjeron mediante el método de clasificación supervisada con el algoritmo de máxima probabilidad, utilizando imágenes satelitales Landsat y 269 sitios de entrenamiento con base en fotografías aéreas y comprobación de campo (Cuadro 1). Se utilizaron los programas *Erdas Imagine 8.5*, *Arcview 3.3* y *ENVI 4.0*. En esta etapa se amplió la unidad mínima de mapeo a 20 ha.

Las categorías de uso y cobertura de la tierra utilizadas fueron: bosques (primarios y secundarios), manglares (incluyen otras asociaciones vegetales en terrenos inundados), charrales y tacotales (vegetación secundaria), café (solamente con sombra), palma de aceite, pastos y caña (incluye sistemas silvopastoriles con cultivos de frijol, yuca, etc. que no se diferencian en la imagen), cultivos agrícolas (arroz, plátano y banano), cuerpos de agua, infraestructura (centros poblados).

Para analizar las variaciones de la estructura del paisaje en el periodo de estudio, se estimaron las métricas definidas por McGarigal et ál. (2002) a nivel de paisaje y clase de uso de la tierra para cada año mediante el software *Arcview 3.3* y la extensión *Patch analyst (2.3)*; se excluyeron las nubes, sombras y cuerpos de agua.

Las probabilidades de transición entre usos de la tierra se calcularon mediante matrices de Markov (Eastman 2003) con el programa *Idrisi Kilimanjaro v. 14.0*, a partir de los periodos 1987-1997, 1997-2003 y 1987-2003. El agua y la infraestructura no fueron consideradas por la escala ni en el nivel de detalle en que se realizó esta investigación. Se consideraron cambios positivos los que pasaban de una categoría de mayor hacia una de menor fricción, mientras que los negativos pasaban de menor a mayor fricción.

Diseño de la red de conectividad ecológica estructural más estable
La ruta recomendada para conectar la Reserva de Biosfera La Amistad (RBLA) con la península de Osa se definió bajo el criterio de maximizar

la probabilidad de estabilidad del sistema, lo que permitiría la permanencia de los posibles enlaces de conectividad entre los fragmentos y núcleos prioritarios. Se analizaron los periodos 1987-1997 y 1997-2003 y se trabajó sobre la sección de la red de conectividad con el mayor número de núcleos prioritarios a conectar (127). A su vez, la red se subdividió en diez unidades de análisis a partir de los límites de cuencas y microcuencas, las cuales permitieron definir rutas alternas entre los sitios a conectar. Como medida de estabilidad, se utilizó la probabilidad de que el ‘bosque’ no cambie a ‘pastos y cultivos’; tal probabilidad se calculó como la diferencia entre 1 y la probabilidad de este cambio en la respectiva unidad de análisis.

La red ecológica de conservación potencial propuesta para la conectividad se conformó con: 1) las áreas protegidas conectadas por la red; 2) la ruta de conectividad más estable ante el cambio de uso de la tierra, 3) los fragmentos de bosques mayores a 1000 ha conectados por la ruta más estable que permanecieron entre 1987 y el 2003, y 4) las rutas

Cuadro 1.

Usos de la tierra por unidad seleccionada para la ruta de conectividad entre la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas de la península de Osa

Tramo	Unidad de análisis	Tipo de uso	Escenarios					
			1987		1997		2003	
			ha	%	ha	%	ha	%
1	Cotón	Bosque	5.560	59,1	5.302	56,4	4.813	51,2
		Pastos y cultivos	973	10,4	2.087	22,2	2.994	31,8
		Otros	2.869	30,5	2.013	21,4	1.595	17,0
2	La Palma	Bosque	1.210	33,3	1.090	30,0	1.187	32,6
		Pastos y cultivos	437	12,0	779	21,4	775	21,3
		Otros	1.990	20,3	1.768	48,6	1.675	46,0
3	Brusmalis	Bosque	6.394	51,4	6.466	52,0	6.162	49,6
		Pastos y cultivos	1.553	12,5	3.969	31,9	2.752	22,1
		Otros	4.484	36,1	1.996	16,1	3.517	28,3
4	Coto Colorado	Bosque	4.508	45,8	5.717	58,0	5.884	59,7
		Pastos y cultivos	3.708	37,6	2.499	25,4	897	9,1
		Otros	1.636	16,6	1.637	16,6	3.071	31,2
	Esquinas	Bosque	3.925	49,1	3.802	47,6	3.211	40,2
		Pastos y cultivos	3.588	44,9	2.931	36,7	1.233	15,4
		Otros	479	6,0	1.258	15,7	3.548	44,4

alternas a la ruta más estable que conectaban con sitios claves identificados por el criterio de expertos. Finalmente, por medio de entrevistas con los actores locales e información secundaria se exploraron los factores que inciden en la estabilidad de las redes de conectividad estructural.

Resultados y discusión

Diseño de la red de conectividad estructural inicial

El objetivo principal de la Red Ecológica se definió como: *el mantenimiento de procesos ecológicos a gran escala para evitar el aislamiento de los ecosistemas presentes entre la península de Osa y la RBLA*. Con esta red se busca favorecer los procesos migratorios altitudinales, el mantenimiento de servicios ambientales y la incorporación de la sociedad a la conservación de la biodiversidad a nivel de paisaje.

Se seleccionaron seis áreas protegidas a conectar; dos en la RBLA: Parque Internacional La Amistad (PILA) y Zona Protectora Las Tablas (ZPLT) y cuatro en la península de Osa: Parque Nacional Piedras Blancas (PNPB), Refugio Nacional de Vida Silvestre Golfito (RVSG), Humedal Palustrino Laguna del Paraguas y Refugio de Vida Silvestre Donald Peter Hayes. Asimismo, se identificó a la Reserva Indígena Guaymí de Coto Brus como un núcleo importante para la conectividad, por la extensión del

parque de bosque que mantiene. La red diseñada abarca una extensión de 1236 km y conectó 338 núcleos con prioridad alta y muy alta.

Los usos más estables en el tiempo (probabilidad de permanecer sin cambio mayor a 0,75) fueron las coberturas naturales de bosque y manglares y los cultivos de palma y piña. Para los demás usos, la probabilidad de estabilidad oscila entre 0,27 (vegetación secundaria joven) y 0,68 (cultivos anuales). Entre las probabilidades de transiciones más negativas para la conectividad estarían las que pasan de vegetación secundaria joven, pastos o café a cultivos anuales y/o piña (0 a 0,02). A pesar del bajo valor de probabilidad de estos cambios hay que considerar que se dan en forma agregada, y que si bien los impactos de esta actividad podrían no alcanzar el nivel regional, a nivel local son importantes. Los cambios a categorías de uso más intensivas estarían ligados a los mismos factores que provocan el abandono de tierras en la categoría pastos (Burel y Baudry 1995), pues la baja rentabilidad de la actividad conduce al abandono y posterior venta que, según la ubicación de la finca (en relación con la red vial), puede conducir a una sucesión secundaria o a una actividad más intensiva.

Diseño de la red estructural para la conectividad más estable en el tiempo

En el ámbito de las diez unidades de análisis en esta fase, la proporción

de bosque es mayor que en el área de estudio total (14% mayor en el año 2003); sin embargo, por unidad de análisis, las estructuras de usos de la tierra son diferentes (Cuadro 1). A través de la prueba de Chi-cuadrado se detectó que existe una asociación entre unidades de análisis y usos de la tierra ($p < 0,0001$); esto revela que los procesos de cambio están asociados con la unidad donde se dan. Así, en el año 2003 hubo unidades con un porcentaje de bosque de casi el 60% (Coto Colorado), mientras que otras no alcanzaron el 11% (Coto Brus 2). El segundo uso mejor distribuido en el paisaje -pastos y cultivos - va de 9,1% en Coto Colorado a 71,4% en Coto Brus (año 2003).

En algunas de las 18 rutas identificadas, al cambiar de periodo, cambiaron también las condiciones de estabilidad. Esta situación permitió percibir que hubo factores condicionantes a nivel social, económico y político que influyeron notablemente en la estabilidad de algunas unidades de análisis. Por esta razón se seleccionaron como rutas de conectividad solo aquellas que mantuvieron una probabilidad de estabilidad mínima de 0,68, a pesar de los factores cambiantes (Cuadro 2).

La ruta de conectividad más estable entre la RBLA, partiendo de la ZPLT, hacia las áreas protegidas en la península de Osa (PNPB y RVSG) quedó conformada por la unión de las unidades de análisis de las dos primeras rutas (Cotón, La Palma, Brusmalis, Coto Colorado

Cuadro 2.

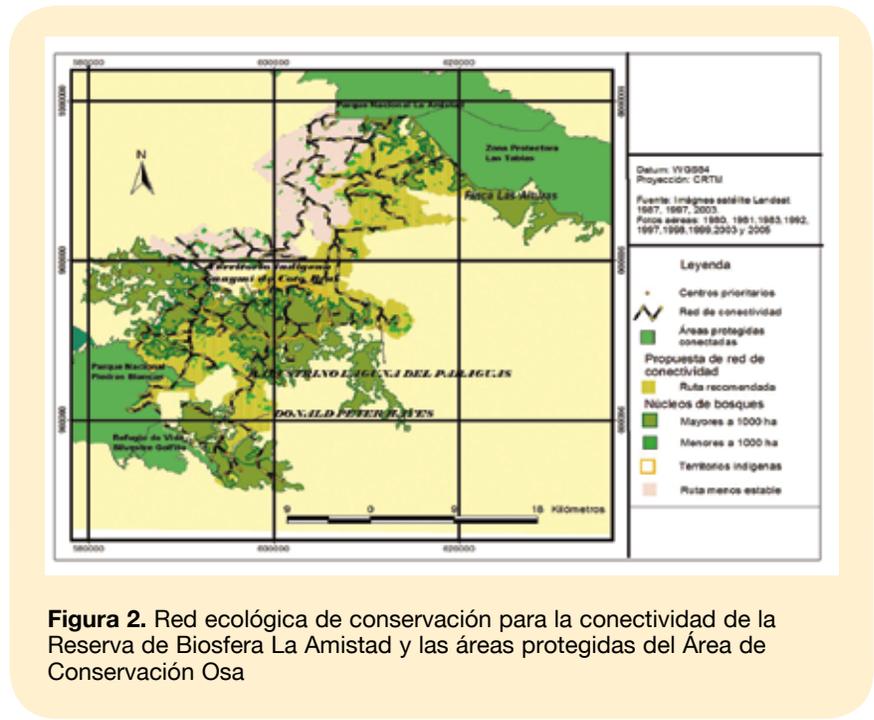
Probabilidad de estabilidad por periodos de las posibles rutas de conectividad seleccionadas entre RBLA y ACOSA

Ruta	Unidades de análisis de las posibles rutas de conectividad				Probabilidad de estabilidad	
	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3	Tramo 4	87-97	97-03
1	Cotón	La Palma	Brusmalis	Coto Colorado	0,72	0,77
2	Cotón	La Palma	Brusmalis	Esquinas	0,68	0,75

y Esquinas. La unidad de análisis La Palma se identificó como crítica por tener la menor cobertura y la menor estabilidad en el tiempo; la estructura del paisaje en esta ruta no supone un corredor de hábitat lineal, sino más bien la presencia de parches de bosque distribuidos en una matriz de afectación intermedia, compuesta por siete diferentes usos de la tierra.

La propuesta de red potencial conecta las seis áreas protegidas que fueron seleccionadas en la primera fase, las cuales suman 229.350 ha. La red ecológica misma tiene un área de 65.465 ha (Fig. 2), e incluye los tres núcleos de bosques más estables de >1000 ha (34.479 ha) y la ruta más estable entre estos (30.986 ha). Los núcleos de bosque >1000 ha, por no estar estrictamente protegidos, se encuentran amenazados por actividades de cacería y tala ilegal de madera. Sin embargo, en el periodo analizado se han mantenido como un hábitat intacto, de acuerdo con la definición de McIntyre y Hobbs (1999). La ruta más estable involucra los parches de bosques <1.000 ha y otros usos. Las redes laterales incorporadas conectan a la Estación Biológica Las Cruces, de gran importancia estratégica, y la microcuenca de la quebrada Florida.

En el ámbito de esta red, la conectividad dependerá de la estabilidad que tenga la estructura del paisaje -en especial las coberturas naturales - y el nivel de tolerancia de las especies para desplazarse sobre los usos diferentes al bosque (Bennett 2004). McIntyre y Barret (1992) señalan que en este tipo de mosaico, el manejo del paisaje como un todo sería la estrategia más recomendable para lograr la conservación de las especies que han logrado un equilibrio en este sistema y que son vulnerables aun a los cambios de uso de suelo. La probabilidad de que se mantengan todos los enlaces que existen actualmente es relativamente baja (0,77), lo que genera incer-



tidumbre en cuanto al futuro de las especies cuyas metapoblaciones se distribuyen entre el PILA y las áreas protegidas de ACOSA. Esto se debe a que la inestabilidad en cada tramo incide en la inestabilidad del sistema en su conjunto. Una propuesta de manejo a nivel regional deberá tomar en cuenta que para maximizar el éxito de esta red se deben minimizar los cambios negativos en cada unidad que la componen, y más aún en los lugares críticos donde es implícita la necesidad de iniciar procesos de restauración.

Conclusiones y recomendaciones

- La red ecológica de conservación entre la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas de ACOSA diseñada en este estudio es una aproximación de filtro grueso a escala de paisaje. Esta red se presenta como un aporte para la conservación a nivel regional, enmarcado en los criterios del manejo adaptativo y de costo-efectividad.
- La red de conectividad estructural diseñada constituye un eje que

podría enlazar y complementar las iniciativas locales de corredores biológicos, para articularlos en una sola red regional de conectividad. En este sentido, es necesario promover la creación de corredores locales en las áreas identificadas como prioritarias que todavía no cuentan con iniciativas de este tipo.

- Los usos de la tierra han presentado variaciones significativas a nivel espacial y temporal. El paisaje dominado por la categoría ‘pastos’ en el año 1987, presentaba una estructura más heterogénea en el año 2003, cuando las sucesiones secundarias y los cultivos intensivos de exportación estaban en pleno crecimiento. Este hecho y el análisis de los cambios por periodos intermedios permitió seleccionar las zonas menos sensibles a los condicionantes de cambios negativos.
- La cobertura de bosque creció en el periodo analizado; sin embargo, se encontró que el paisaje enfrenta procesos de fragmentación evidenciados en los análisis de las métricas de tamaño, agregación y dispersión y las probabilidades de transición.



Foto: TNC.

En el ámbito de esta red, la conectividad dependerá de la estabilidad que tenga la estructura paisaje en especial las coberturas naturales y el nivel de tolerancia de las especies para desplazarse sobre los usos diferentes al bosque

Agradecimientos

Los autores desean expresar un especial agradecimiento a Steven Sesnie, Jan Scheeper, Gustavo López y Christian Brenes por sus valiosas contribuciones a esta investigación. Al personal del SINAC, INBio, OET, FONAFIFO; a Rodolfo Méndez, Carlos Morera, Carlos Sevilla, y a todas las demás personas e instituciones que contribuyeron con este trabajo. A *The Nature Conservancy* por los recursos aportados para la presente investigación.

Literatura citada

- Bennett, AF. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. San José, CR, UICN. 278 p.
- Bruner, AG; Gullison, RA; Rice, RE; Fonseca, GAB da. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291(5): 125-128.
- Burel, F; Baudry, J. 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55(3):193-200.
- Calderón, R; Boucher, T; Bryer, M; Sotomayor, L; Kappelle, M. 2004. Setting biodiversity conservation priorities in Central America: Action site selection for the development of a first portfolio. San José, CR, TNC. 32 p.
- Corry, RC. 2004. Characterizing fine-scale patterns of alternative agricultural landscapes with landscape pattern indices. *Landscape Ecology* 20: 591-608.
- Eastman, JR. 2003. IDRISI Kilimanjaro guide to GIS and image processing. Massachusetts, US, Clark University. 324 p.
- Gustafson, EJ. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1(2): 143-156.
- Hector, TS. Carr, MH; Zwick, PD. 2000. Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: The Florida Ecological Network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- INBio (Instituto Nacional de Biodiversidad, CR). 2002. Mapa de ecosistemas del Área de Conservación Osa, Costa Rica. Esc. 1:40.000. Heredia, CR, Proyecto Ecomapas. Color.
- _____. 2005. Mapa de ecosistemas del Área de Conservación La Amistad Pacífico, Costa Rica. Unidad mínima mapeable 3 ha. Heredia, CR, Proyecto Ecomapas. Color.
- ITCR (Instituto Tecnológico de Costa Rica). 2000. Atlas digital de Costa Rica. Cartago, CR, Escuela de Ingeniería Forestal, Laboratorio de Información Geográfica.
- Jiménez Romero, G. 2000. Propuesta metodológica en el diseño y evaluación de un corredor biológico en la Reserva Forestal Golfo Dulce, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 89 p.
- McGarigal, K; Cushman, SA; Neel, MC; Ene, E. 2002. Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical maps. Amherst, US, University of Massachusetts. Consultado 25 oct. 2005. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- McIntyre, S; Barret, GW. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6(1):146-147.
- _____; 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.
- Moricochi, L; Pino, FA; Vegro, CR. 1995. Método Delphi como alternativa para previsão de safras: o exemplo do café. *Informações Economicas* 25(12): 47-52.
- Murrieta, E; Finegan, B; Delgado, D; Villalobos, R; Campos JJ. 2007. Propuesta para una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca. *Revista Recursos Naturales y Ambiente* No. 51-52: 69-76.
- Poiani, KA; Richter, BD; Anderson, MG; Ritchter, HE. 2000. Biodiversity conservation at multiple spatial scales: Functional sites, landscapes and networks. *Bioscience* 50(2):133-146.
- Powell, G; Palminteri, S. (Eds.). 1988. Zonas de vida de Holdridge dentro de la zona piloto de alta prioridad por su falta de representación en áreas protegidas. Mapa digitalizado, Esc. 1:200.000. San José, CR, CCT.
- Ramos Bendaña, ZS; Finegan, B. 2007. Red ecológica de conectividad potencial. Estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan – La Selva. *Revista Recursos Naturales y Ambiente* No. 49-50: 112-123.
- Ureña, J; Palao, M. 1981. Propuesta de modificación del método Delphi para su uso en la ordenación del territorio. *Revista de Obras Públicas*: 507-612.

El monitoreo de la efectividad del manejo de corredores biológicos

Una herramienta basada en la experiencia de los comités de gestión en Costa Rica

Lindsay Canet¹; Bryan Finegan¹; Claudia Bouroncle¹; Isabel Gutiérrez¹; Bernal Herrera²

La finalidad primordial de un corredor biológico es posibilitar el flujo genético entre poblaciones aisladas para así conservar la biodiversidad; estas estrategias de conservación deben desarrollarse dentro de un contexto social y político. Esto implica un proceso de planificación territorial con visión compartida entre los diversos sectores cuyo éxito radica en gran medida en la capacidad de articular los objetivos de conservación y los requerimientos de los usuarios del CB. En este trabajo se presenta una herramienta creada con el propósito de monitorear la efectividad en el manejo de los corredores biológicos: un estándar creado a partir de fundamentos ecológicos y de la experiencia práctica de once CB considerados como exitosos.

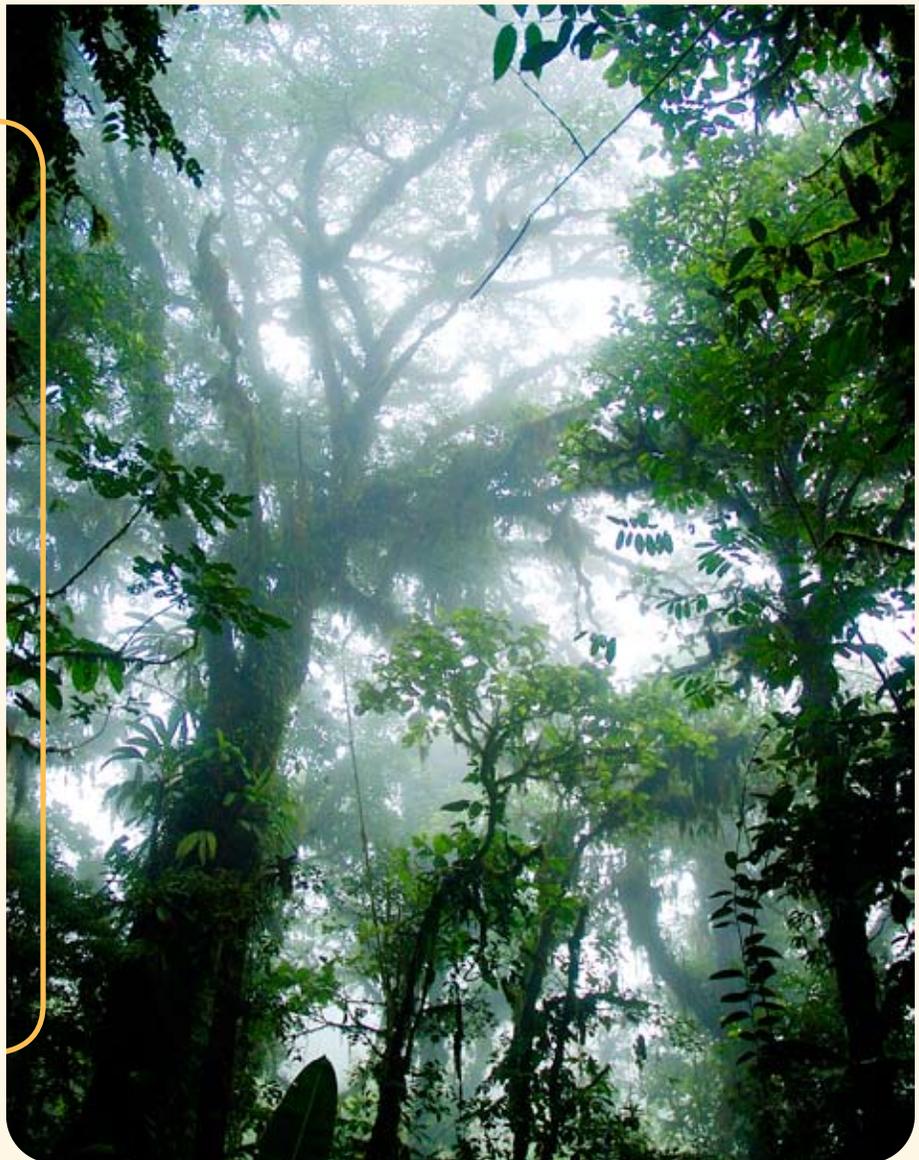


Foto: Sergio Pucci.

¹ CATIE, Turrialba, 7170. Costa Rica. Correos electrónicos: lcanet@catie.ac.cr, bfinegan@catie.ac.cr, cbouroncle@catie.ac.cr, igutie@catie.ac.cr

² Director Programa de Ciencias, TNC. San José, Costa Rica. bherrera@tnc.org

Resumen

Los corredores biológicos son estrategias de conservación que buscan restablecer la conectividad en paisajes fragmentados a fin de conservar la biodiversidad y mantener las funciones ecosistémicas que proveen servicios ambientales a las personas. En Costa Rica, ya se han obtenido valiosas lecciones acerca de las implicaciones ecológicas, sociales, políticas y económicas a partir del establecimiento de procesos de gestión de CB. A través de la sistematización de once experiencias de CB consideradas como exitosas y analizadas mediante el marco de los capitales de la comunidad, se ha podido diseñar un estándar que ayude a los gestores e investigadores a determinar el grado de avance en la gestión y la efectividad en el manejo de los CB.

Palabras claves: Áreas silvestres protegidas; corredor biológico; conservación de la naturaleza; biodiversidad; paisaje; conservación del paisaje; servicios ambientales; monitoreo.

Summary

Monitoring management effectiveness for biological corridors: a tool based on the experience of management committees in Costa Rica. Biological corridors are conservation strategies that aim to re-establish connectivity over fragmented landscapes. Their objective is to conserve biodiversity and maintain ecosystem functions that provide ecosystem services to people. BC management processes in Costa Rica have already generated valuable lessons regarding the ecological, social, political and economic implications of BC implementation. Systematizations of eleven successful BC were carried out and analyzed using the community capitals framework. As a result, a standard that allows managers and researchers to determine the advance in the effectiveness of BC management was designed.

Keywords: Wild protected areas; biological corridors; nature conservation; biodiversity; landscape; landscape conservation; environmental services; monitoring.

Introducción

Al finalizar el Proyecto Corredor Biológico Mesoamericano, Costa Rica respondió al compromiso asumido en 1997 durante la XIX Cumbre de Presidentes Centroamericanos y creó -mediante el Decreto Ejecutivo N° 33106-MINAE (2006) - el Programa Nacional de Corredores Biológicos dentro del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). Para ese entonces, el número de corredores biológicos se estimaba en 34 (Rojas y Chavarría 2005), pero el país no contaba con directrices claras que orientaran los procesos de diseño, oficialización, manejo, gestión y monitoreo de los mismos. Por tal razón, se ha identificado la necesidad de generar herramientas que contribuyan con este fin. Las mismas incluyen desde lineamientos metodológicos para dise-

ñar, establecer y monitorear CB, hasta una guía para el registro de la información de base necesaria para la oficialización de un CB. Estas herramientas buscan articular esfuerzos y dirigirlos a una meta común de país, para contribuir a la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos a la sociedad.

La finalidad primordial de un CB es posibilitar el flujo genético entre poblaciones aisladas para así conservar la biodiversidad (Noss 1991, Hobbs 1992, Bennett 1998). Sin embargo, inevitablemente estas estrategias de conservación deben desarrollarse dentro de un contexto social y político. Esto implica un proceso de planificación territorial con visión compartida entre los diversos sectores y cuyo éxito radica en gran medida en la capacidad de articular los objetivos de conservación y los

requerimientos de los usuarios del CB. Esta visión compartida se debe construir a partir del consenso de los grupos y organizaciones locales, representadas en un consejo local encargado del proceso de gestión del CB. En la práctica, se ha observado cómo las estrategias exitosas de CB son impulsadas desde las organizaciones locales (muchas de ellas acompañadas por ONG nacionales e internacionales). Esto implica que, en los primeros años de gestión de un CB, muchos de los esfuerzos se inviertan en fortalecer el capital social (generación de información, creación de alianzas, planificación estratégica) con el fin de construir una plataforma institucional sobre la cual crear la estrategia de CB.

Existen dos riesgos claros en esta primera etapa de gestión: por un lado, muchas de estas estrategias no logran consolidar esta base y,

entonces, se pierde la iniciativa de CB; por otro, en el camino por consolidar esta base organizacional, puede ocurrir que se deje de lado el objetivo primordial de los CB de restablecer la conectividad y el flujo genético entre poblaciones aisladas. En consecuencia, es necesario establecer lineamientos claros que contribuyan a orientar estos procesos para alcanzar las metas de conservación y sostenibilidad (Canet 2007). Lo único constante en la naturaleza es el cambio; por ello, estos lineamientos deben ser dinámicos y adaptativos, en la medida de lo posible, al contexto regional, nacional y local; además, hay que asegurarse de que en este dinamismo no se pierda el propósito fundamental de cada CB. Entonces, el monitoreo se torna en una herramienta indispensable para dicho fin (SINAC 2007). Los estándares son utilizados frecuentemente como herramientas de monitoreo que permiten generar y comunicar conocimiento, a través de la evaluación del estado del manejo de los recursos naturales y verificar el avance hacia la meta de sostenibilidad trazada, permitiendo así adaptar las acciones que se implementarán (Morán et ál. 2006).

En este trabajo se presenta una herramienta creada con el propósito de monitorear la efectividad en el manejo de los CB: un estándar creado a partir de fundamentos ecológicos y de la experiencia práctica de once CB considerados como exitosos.

Metodología

El proceso metodológico para la construcción del estándar pasó por cuatro etapas (Fig. 1).

I etapa: revisión de literatura

Se construyó un marco conceptual con los fundamentos teóricos que sustentan los CB, tales como: impactos humanos sobre la biodiversidad en diferentes escalas espaciales, metapoblaciones, tamaño mínimo viable, funcionalidad ecológica de

las áreas de conservación y teoría del equilibrio de biogeografía de islas. También se estudió el manejo adaptativo y los 12 principios del enfoque ecosistémico (CDB 2000). Este marco conceptual representa el punto de partida en la construcción del estándar.

II etapa: sistematización de experiencias

En esta etapa se buscó caracterizar el proceso de gestión de un CB; para ello se determinaron las accio-

nes claves que han contribuido al éxito de estas estrategias. El proceso metodológico para la sistematización de experiencias se construyó a partir de lo propuesto por Jara (1994), Selener (1997) y Berdegué et ál. (2000). Para seleccionar las experiencias exitosas de CB se utilizaron los siguientes criterios: i) el proceso de gestión permite extraer lecciones que contribuyen a orientar procesos similares en iniciativas incipientes; ii) los consejos locales han trabajado activa y continuamente desde

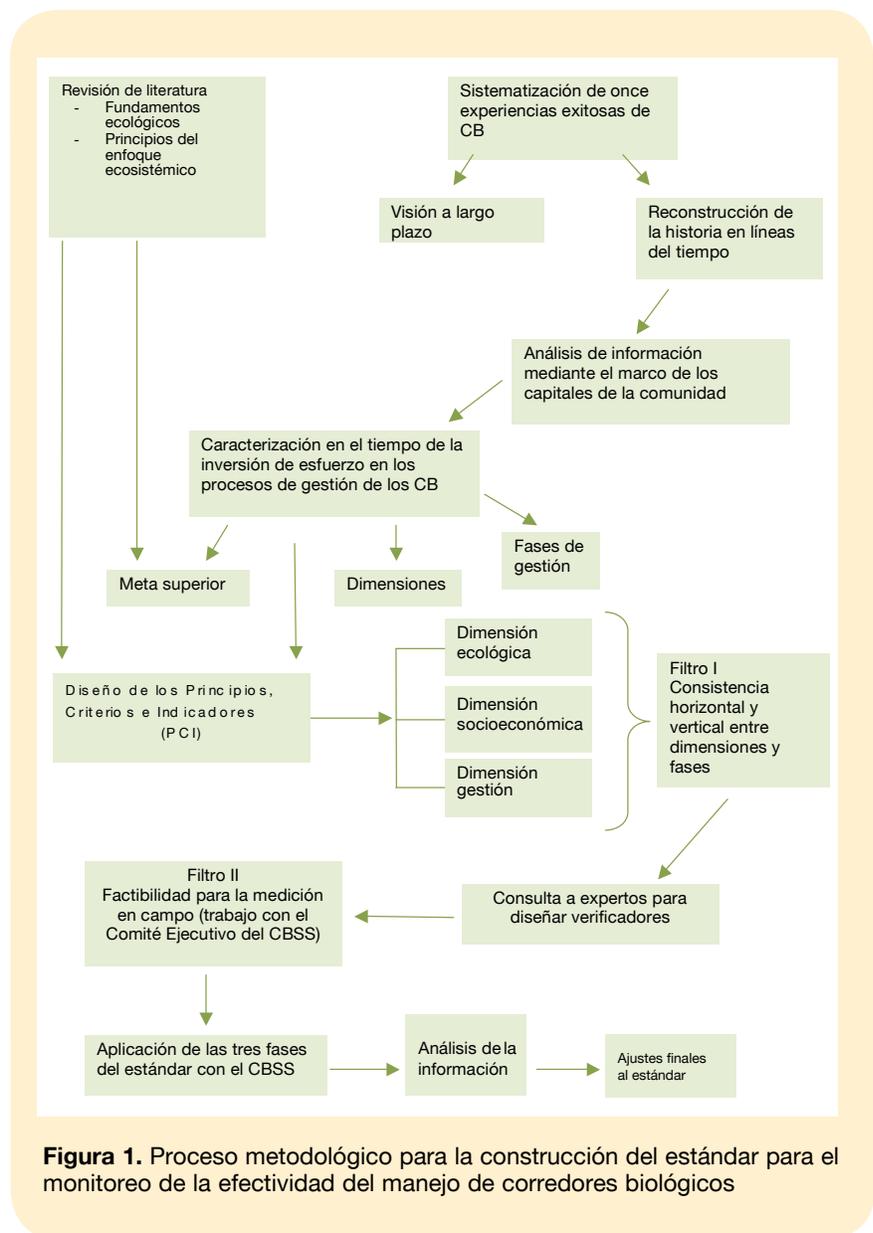


Figura 1. Proceso metodológico para la construcción del estándar para el monitoreo de la efectividad del manejo de corredores biológicos

el establecimiento del CB; iii) se cuenta con información de calidad y en cantidad recopilada en documentos técnicos; iv) los consejos locales están dispuestos y tienen interés en participar en el proceso de sistematización de experiencias. Con base en los criterios anteriores se trabajó con once CB: San Juan - La Selva (CBSS), Paso de la Danta (CBPD), Volcánica Central - Talamanca (CBVCT), Chorotega (CBCh), Bolsón - Ortega (CBBO), Hojancha - Nandayure (CBHN), Peninsular (CBP), Cerros de Jesús (CBCJ), Cerros del Rosario (CBCR), Diriá (CBD) y Río Potrero (CBRP) (Fig. 2).

Se realizaron talleres de consulta con las comisiones locales encar-

gadas de cada CB para recuperar cronológicamente el proceso vivido; la historia se reconstruyó mediante una línea de tiempo que permitió identificar las principales acciones acontecidas en cada uno de los años de gestión de los CB hasta el 2006 (año en que se recopiló la información). La información recopilada se clasificó en matrices según el tipo de capital al que pertenecían (*i.e.* natural, cultural, humano, social, político, económico y construido). Esto permitió determinar cuáles de los capitales recibían mayor inversión de esfuerzo³ en un tiempo determinado y cómo esto cambiaba en el tiempo. Con esta información se identificaron las etapas o fases en el proceso de gestión de un CB pro-

medio y las interrelaciones entre los diferentes capitales y el tiempo. A su vez, se pudo comprender el proceso lógico que sigue un CB para alcanzar sus metas de conservación y sostenibilidad y cuáles son los insumos necesarios. Así se determinaron las lecciones aprendidas y los puntos claves para el éxito de un CB.

III etapa: diseño del estándar

Para construir el estándar se siguieron las recomendaciones de Mendoza y Macoun (1999), Prabhu et ál. (1999) y Morán et ál. (2006). La construcción del estándar siguió un proceso lógico de definición de parámetros, empezando por los de mayor jerarquía (meta superior, dimensiones y principios). Finalmente, se diseñaron

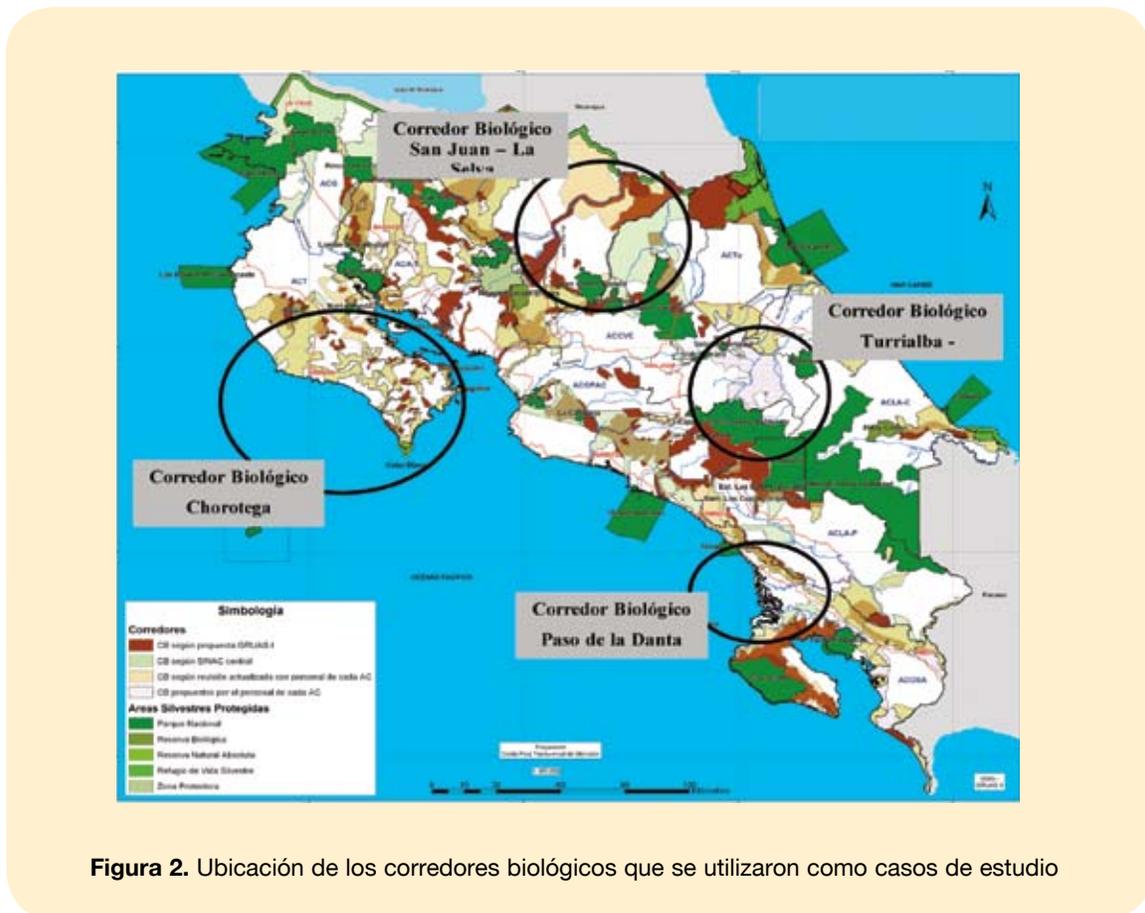


Figura 2. Ubicación de los corredores biológicos que se utilizaron como casos de estudio

³ Por inversión de esfuerzo se entiende, en este estudio, el número de acciones dirigidas a un determinado capital; a cada acción se le asignó un valor de 1. Es necesario hacer la salvedad de que, para los alcances del estudio, se asumió que todas las acciones tienen el mismo valor. En estudios posteriores estas acciones se deben valorizar tomando en cuenta parámetros como: inversión de recursos, tiempo, impacto, entre otros.



Foto: TNC.

A través del cumplimiento de los parámetros de las tres fases se pretende favorecer el mantenimiento de la viabilidad biológica de poblaciones y comunidades naturales de flora y fauna, así como la continuidad de los procesos ecológicos en el paisaje

los verificadores y la metodología de evaluación del estándar.

Dimensiones del estándar.- Las dimensiones del estándar fueron propuestas a partir de la revisión de literatura, los resultados de la sistematización de experiencias y la consulta a expertos. Según lo anterior se definieron tres dimensiones (ecológica, socioeconómica y gestión).

Meta superior.- Para cada dimensión definida se creó una meta superior, la cual se construyó a partir de la visión a largo plazo que plantearon las comisiones locales de los once CB. En la dimensión ecológica se utilizaron los fundamentos teóricos que sustentan el planteamiento de CB; en la dimensión de gestión se utilizaron los principios del enfoque ecosistémico (Etapa I). En la dimensión socioeconómica no se utilizó ninguno de los enfoques. La articulación de las tres dimensiones es coherente con la lógica del marco de los capitales de la comunidad (Flora et ál. 2004), la cual procura una sinergia entre todos los capi-

tales reflejados, en este caso, por la sumatoria de los parámetros del estándar.

Fases de gestión.- El estándar se divide en tres fases de gestión, establecidas a partir de la sistematización de las experiencias de gestión de los once CB. Además, en la primera fase se tomó en cuenta la propuesta de Perfil Técnico para el establecimiento de corredores biológicos (Canet 2007). Estas tres fases se denominaron: i) planificación, ii) implementación y iii) consolidación.

Parámetros del estándar.- Para elaborar los parámetros que integran cada una de las tres dimensiones se trabajó de manera independiente con expertos relacionados con cada dimensión. Para la dimensión ecológica se disgregó la meta superior en principios, después cada principio en criterios y cada criterio en indicadores. Los indicadores se clasificaron según la fase de gestión en la que se esperaba que estos puedan ser medidos. Para la dimensión socioeconómica se utilizó el mismo procedimiento,

pero los parámetros se elaboraron en función de la dimensión ecológica para respetar así el objetivo fundamental de los CB. Los parámetros de la dimensión de gestión se elaboraron de forma similar, en función de las dos dimensiones anteriores. Se procuró tener consistencia entre los parámetros de las tres dimensiones y de las tres fases.

Para cada dimensión se hizo una revisión exhaustiva con los expertos con el fin de verificar que no se dieran traslajos de parámetros entre los niveles jerárquicos (consistencia vertical). Asimismo, se procuró que estos estuvieran articulados con los parámetros de las otras dimensiones (consistencia horizontal), de tal forma que fueran coherentes con la fase de gestión en la cual fueron colocados. Este procedimiento se conoce como *filtro I*.

IV etapa: diseño del protocolo de implementación

Para la elaboración de los verificadores para cada indicador se

tomó en cuenta la recomendación de Prabhu et ál. (1999) y se diseñaron los verificadores junto con las normas. Esta recomendación se adoptó por tres razones: i) cada CB es un caso particular con un funcionamiento particular; ii) no existe aún información suficiente como para establecer normas precisas; iii) el proceso de gestión de los CB está sujeto al manejo adaptativo, por lo que el establecimiento de normas puede inhibir este proceso natural de aprendizaje.

Se trabajó primero con las dimensiones de gestión y socioeconómica, a partir de los fundamentos teóricos del enfoque ecosistémico. En la dimensión ecológica se utilizaron los fundamentos teóricos que

sustentan el planteamiento de CB. Para las tres dimensiones se trabajó de forma participativa con un grupo de expertos relacionados con cada dimensión.

Una vez que se diseñaron los verificadores se procedió a hacer un filtro para cada una de las fases de gestión para comprobar la claridad, relevancia, facilidad de medición, disponibilidad y correspondencia con la fase de gestión (*filtro II*). El filtro se diseñó junto con el Comité Ejecutivo del Corredor Biológico San Juan – La Selva.

Resultados y discusión

En términos generales, el estándar está compuesto por 136 parámetros y 146 verificadores distribuidos en

tres dimensiones (Fig. 3). El 46% de los parámetros corresponden a la dimensión ecológica y un 27% a la socioeconómica y la de gestión, respectivamente. Cada dimensión está dividida en tres fases de gestión, en donde el cumplimiento de los parámetros que las componen llevará al cumplimiento de una meta superior. El 41% de los verificadores fueron diseñados para ser monitoreados en la Fase III; la mayoría de ellos pertenecen a la dimensión ecológica; asimismo, un mayor número de verificadores de la dimensión de gestión son monitoreados en la Fase I, y la mayoría de los verificadores de la dimensión socioeconómica se monitorean en la Fase II.

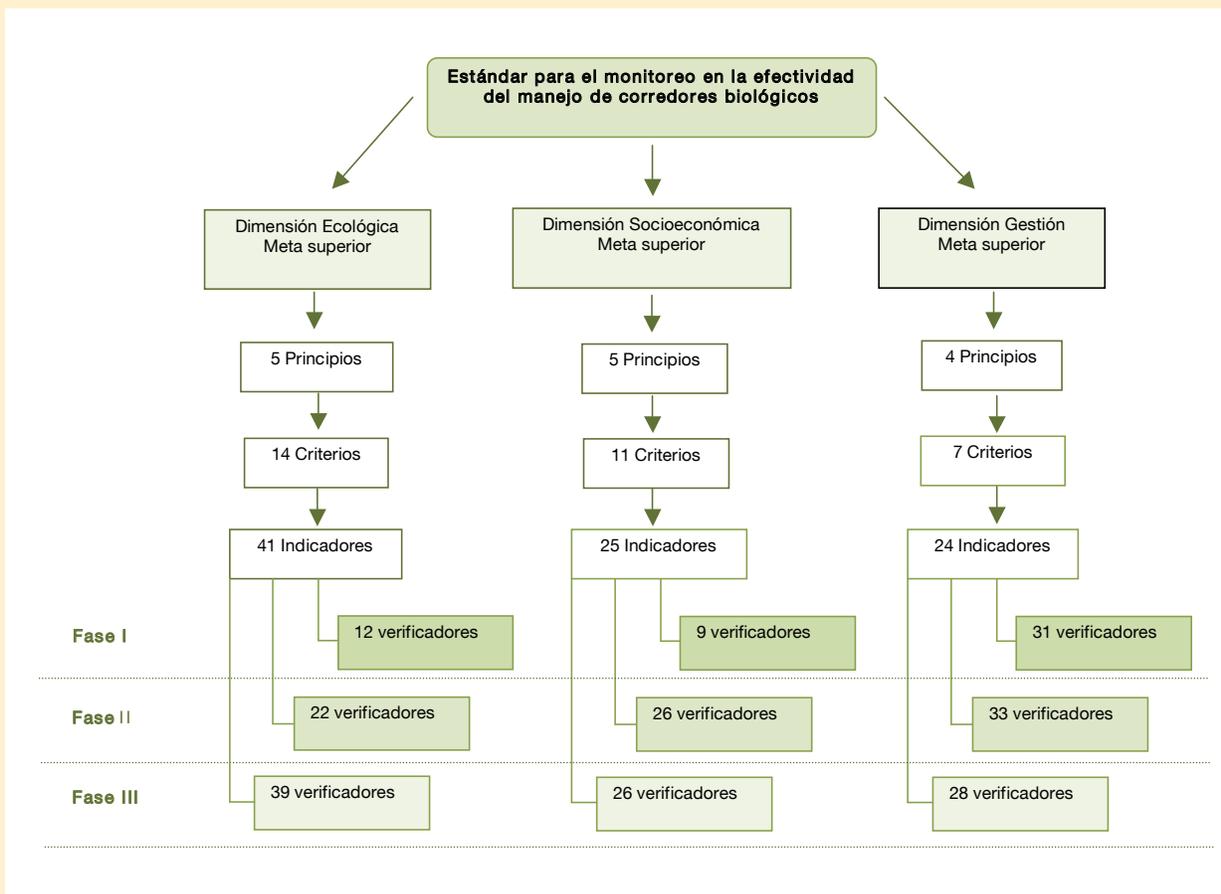


Figura 3. Esquema del estándar para el monitoreo de la efectividad del manejo de corredores biológicos

Características de la dimensión ecológica

A través del cumplimiento de los parámetros de las tres fases se pretende favorecer el mantenimiento de la viabilidad biológica de poblaciones y comunidades naturales de flora y fauna, así como la continuidad de los procesos ecológicos en el paisaje. La meta es disminuir la destrucción, fragmentación, aislamiento y simplificación de los hábitats naturales, y mejorar la conectividad del paisaje y la provisión de servicios ambientales. Esta meta se ha disgregado en cinco principios (Cuadro 1), 14 criterios, 41 indicadores y 70 verificadores.

Características de la dimensión socioeconómica

En esta dimensión se busca que, a través de la conservación, el uso sostenible de los recursos naturales y las prácticas amigables con el ambiente contribuyan a mejorar la calidad de vida de las personas que habitan en el CB. Esta meta está dividida en cinco principios (Cuadro 2), once criterios, 25 indicadores y 36 verificadores.

Características de la dimensión de gestión

Con el cumplimiento de los parámetros que integran esta dimensión se busca consolidar una estrategia de CB que funcione bajo un

proceso de institucionalidad local, con diversidad de actores en diferentes grados de involucramiento y de participación intersectorial, y con el respaldo de un marco político y legal. Esta dimensión está compuesta por cuatro principios (Cuadro 3), siete criterios, 24 indicadores y 40 verificadores.

Recomendaciones para la aplicación del estándar

El estándar puede ser aplicado por un evaluador externo o por el mismo consejo local del CB. Sin embargo, es indispensable que en el proceso de evaluación participen los miembros del consejo local del CB. Asimismo, el CB debe estar oficialmente

Cuadro 1.

Descripción de los principios que integran la dimensión ecológica

Principio	Parámetros medidos	Resultados esperados
La disminución de la destrucción, fragmentación, aislamiento y simplificación de los hábitats naturales contribuye a la conservación de la biodiversidad.	- Porcentaje de cobertura - Métricas de paisaje	- Se incrementa la cobertura. - Disminuye la fragmentación. - Disminuyen los efectos de borde sobre la flora y fauna.
El mejoramiento de la conectividad a través del paisaje refuerza los procesos ecológicos claves.	- Redes de conectividad estructural - Conectividad funcional	- Existe conectividad estructural y funcional en el CB.
La continuidad de los procesos ecológicos a través del paisaje favorece el mantenimiento de la viabilidad biológica de poblaciones y comunidades naturales de flora y fauna.	- Monitoreo de organismos claves para el funcionamiento de los procesos ecológicos	- Los procesos ecológicos a lo largo del CB se mantienen estables.
Las especies de flora y fauna amenazadas, protegidas por ley, o especialmente vulnerables requieren medidas especiales para su conservación.	- Monitoreo de poblaciones amenazadas	- Se recuperan poblaciones que antes estaban amenazadas.
La disminución de impactos humanos, el mejoramiento de la conectividad y la viabilidad de poblaciones contribuyen a la provisión de servicios ambientales.	- Fijación de carbono - Calidad de agua	- Se mantienen los servicios ambientales.

Cuadro 2.

Descripción de los principios que integran la dimensión socioeconómica

Principio	Parámetros medidos	Resultados esperados
Los diferentes sectores sociales que integran el CB contribuyen a la conservación de los recursos naturales.	- Actores y sectores presentes en el CB	- Los actores locales se identifican con los objetivos del CB.
A través de la imagen que las personas tienen de su entorno natural, es posible conservar los recursos naturales.	- Actividades de concientización realizadas con las comunidades del CB	- La inversión en capital humano favorece el fortalecimiento del capital natural.
Los grupos locales implementan acciones para revertir los factores antropogénicos que amenazan la biodiversidad.	- Relaciones entre la flora y fauna silvestre	- Disminuyen las actividades hostiles contra la flora y fauna silvestre.
Las comunidades hacen un uso sostenible de sus recursos naturales.	- Porcentaje de actividades amigables con el ambiente	- Las comunidades mejoran su nivel de vida mediante la implementación de actividades productivas amigables con el ambiente.
La conservación de los recursos naturales contribuye a elevar la calidad de vida de las personas que habitan en el CB.	- Valoración de los servicios ecosistémicos	- Las comunidades disfrutan de los beneficios generados a partir de la conservación del capital natural.

Cuadro 3.
Descripción de los principios que integran la dimensión de gestión

Principio	Parámetros medidos	Resultados esperados
El apoyo y participación de diversos actores, con diferentes grados de involucramiento y de participación intersectorial, contribuye al cumplimiento y sostenibilidad del proceso de gestión del CB.	- Representación de actores dentro del consejo local del CB	- Los sectores que integran el CB están representados en el consejo local. - Los actores locales se identifican con los objetivos del CB.
El CB cuenta con una institucionalidad que le permite funcionar con autonomía e interdependencia.	- Planes operativos	- La consolidación del consejo local permite implementar estrategias diseñadas para alcanzar los objetivos del CB.
La estrategia de conservación equilibra los intereses de los diversos actores en cuanto al uso y conservación de los servicios ambientales que presta el CB.	- Planificación estratégica	-La planificación del CB es coherente con los intereses de los diversos sectores que lo integran y con los objetivos de conservación.
El marco político y legal existente respalda en forma efectiva la consolidación del CB en el largo plazo	-Mecanismos políticos y legales	-Existen mecanismos y políticas claras que contribuyen al fortalecimiento del CB

reconocido por el Programa Nacional de Corredores Biológicos.

Para evaluar los verificadores, se pueden utilizar dos escalas diferentes que permitan verificar su desempeño. Una cualitativa con tres niveles identificados por colores: alto (verde), medio (amarillo) y bajo (rojo). La segunda es cuantitativa e igualmente se divide en tres niveles: 0 (no se ha desarrollado), 0,5 (se encuentra en proceso de desarrollo) y 1 (se ha cumplido satisfactoriamente).

La evaluación de los verificadores de un determinado indicador determinará su desempeño, una vez que se han evaluado todos los indicadores de un criterio en particular. Este mismo procedimiento se debe repetir con los indicadores de cada criterio y con los criterios de cada principio. El promedio de todos los principios de una dimensión determinará el grado de cumplimiento de la misma. Los estándares son herramientas dinámicas que se deben ir ajustando e

enriqueciendo con el tiempo, y que permiten la discusión y generación de conocimiento.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a todas aquellas personas que durante la elaboración de la presente investigación aportaron información clave para su desarrollo. A *The Nature Conservancy* por facilitar parte de los recursos necesarios para la realización de esta investigación.

Literatura citada

- Bennett, A. 1998. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland, CH, IUCN. 276 p.
- Berdegú, J; Ocampo, A; Escobar, G. 2000. Sistematização de experiências locais de desenvolvimento agrícola e rural: guia metodológica (en línea). Disponible en: <http://www.care.org.pe/intranet/care/e&a/metodologia/ortrasorganz/bibliotseguimtoe&a/Sistematizacion/imagenes/Guia metodo.html>. Consultado el 5 de noviembre de 2008.
- Canet, L. 2007. Herramientas para el diseño, gestión y monitoreo de corredores biológicos en Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 217 p.
- Flora, C; Flora, J; Fey, S. 2004. Rural communities: Legacy and change. 2 ed. Colorado, US, Westview Press. 372 p.
- Hobbs, R. 1992. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? *Pacific Conservation Biology* no. 1: 389-391.
- Jara, O. 1994. Para sistematizar experiencias: una propuesta teórica y práctica. San José, CR, ALFORJA. 242 p.
- Mendoza, GA; Macoun, P. 1999. Guidelines for applying multi-criteria analysis to the assessment of criteria and indicators. Jakarta, ID, CIFOR. 85 p.
- MINAE (Ministerio del Ambiente y Energía, CR). 2006. Decreto Ejecutivo N° 33106-MINAE. La Gaceta N° 103, mayo 30.
- Morán, M; Campos, J; Louman, B. 2006. El uso de PC&I para monitorear y evaluar las acciones y el efecto de políticas en el manejo de los recursos naturales. Turrialba, CR, CATIE.
- Noss, R. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scale. In Hundson, W. (ed). *Landscape linkages and biodiversity*. Washington, US, Defenders of Wildlife. 196 p.
- Prabhu, R; Confer, C; Dudley, R. 1999. Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management. Bogor, ID, CIFOR. Criteria and indicators Toolbox series 1.
- Rojas, L; Chavarría, M. 2005. Corredores biológicos de Costa Rica. San José, CR, Corredor Biológico Mesoamericano -sección CR. s.p.
- Selener, D. 1997. Manual de sistematización participativa. Quito, EC, Instituto Internacional de Reconstrucción Rural. 107 p.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2007. Programa de monitoreo ecológico de las áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR). Etapa I (2007-2011): Manual de objetivos, indicadores y protocolos. San José, CR. 28 p.

Evaluación de la efectividad de estrategias de conservación en tierras privadas. Una propuesta de estándar para los principales mecanismos utilizados en Latinoamérica

**Diego Delgado, Zayra Ramos,
Claudia Bouroncle¹**

El estándar presentado es una herramienta para conceptualizar, evaluar e implementar el manejo sostenible de recursos naturales; sin embargo, aún no se tiene mucha información sobre el tema de conservación en tierras privadas en la región; por ello es importante que esta validación sea acompañada de estudios de caso representativos, con énfasis en la caracterización de las diferentes etapas de gestión de los mecanismos y en el análisis de su efectividad. Otro insumo complementario debe ser la elaboración de protocolos de referencia para la medición de los indicadores y el desarrollo de ejemplos para los diferentes mecanismos de conservación en tierras privadas y para redes de sitios.



Foto: Sergio Pucci.

¹ CATIE, Turrialba, 7170. Costa Rica. Correos electrónicos: ddelgado@catie.ac.cr, zramos@catie.ac.cr, claudia.bouroncle@gmail.com

Resumen

Se presenta una propuesta de parámetros para la medición de la efectividad del manejo de mecanismos de conservación en tierras privadas en Latinoamérica. Se ofrece un estándar mínimo y flexible que pueda ser aplicado tanto a sitios individuales que implementen estos mecanismos como a las redes que constituyan. El estándar se elaboró a partir del marco general de evaluación de la efectividad del manejo en áreas protegidas públicas de la UICN y de la metodología de planificación para la conservación de sitios del TNC. El estándar consta de tres principios. El Principio 1 se refiere al mantenimiento de objetos de conservación meta (especies, comunidades ecológicas o sistemas ecológicos); se definieron indicadores de filtro grueso relacionados con la medición de elementos de estructura y composición del hábitat. El Principio 2 trata sobre la reducción o eliminación de amenazas y sus impactos, y el Principio 3 acerca de la capacidad de gestión de los involucrados en el manejo de tierras privadas bajo mecanismos de conservación. El estándar fue socializado y revisado en un taller de expertos y cuenta con 10 criterios y 21 indicadores. Se espera que sirva de apoyo a los actores involucrados en la gestión de diferentes herramientas de conservación privadas -como reservas naturales privadas, servidumbres ecológicas y pagos por servicios ambientales - en el seguimiento a la implementación de acciones y en la evaluación de la efectividad del manejo.

Palabras claves: Reservas naturales; conservación de la naturaleza; uso de la tierra; propiedad privada; servidumbre ecológica; pago por servicios ambientales.

Summary

Evaluation of the effectiveness of conservation strategies on private lands; a standard proposed for mechanisms used in Latin America. We propose parameters for measuring management effectiveness of conservation mechanisms on private lands in Latin America. A flexible minimum standard to be applied on individual sites implementing these mechanisms, as well as in the networks they may constitute is offered. The standard was developed on the basis of both IUCN's general framework for evaluating management effectiveness for public protected areas, and TNC's site conservation planning methodology. It consists of three principles: Principle 1 refers to the maintenance of conservation objects (species, ecological communities or ecological systems); coarse-filter indicators related to the measurement of habitat structure and composition were defined. Principle 2 refers to the reduction or elimination of threats and their impacts, and Principle 3, to the management capacity of private land under conservation mechanisms. The standard, which features ten criteria and 21 indicators, was reviewed by a broad spectrum of stakeholders and revised in a workshop with experts. It is hoped that it will support actors involved in conservation management on private lands through different mechanisms -mainly, private natural reserves, conservation easements and environmental service payments- in the monitoring of implementation and evaluation of effectiveness.

Keywords: Natural reserves; nature conservation; land use; private property; conservation easements; environmental service payments.

Introducción

El reconocimiento progresivo de la importancia del sector privado en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad ha hecho que en la última década muchos gobiernos y ONG en Latinoamérica hayan incrementa-

do el apoyo a la implementación de diferentes herramientas de conservación en tierras privadas. De hecho, actualmente se les considera un complemento clave para la conservación en tierras públicas y para las estrategias basadas en el manejo de grandes territorios (Mitchell

2007). En general, estas herramientas se basan en la limitación voluntaria de los propietarios del uso de sus tierras para proteger los recursos naturales que contienen, a cambio de algún beneficio legal o económico, o simplemente por la satisfacción de sentirse parte de los

esfuerzos de conservación (Chacón 2005, Ponce 2002, Piskulich 1995).

En la última década también ha sido creciente el interés por conocer cuán efectivas son las áreas protegidas en el cumplimiento de sus objetivos de conservación (Hockings et ál 2000, Bruner et ál. 2001, Hockings 2003). Cooperantes, decisores políticos y agencias de conservación requieren esta información para priorizar acciones o para promover mejores políticas y prácticas de manejo; los manejadores, para mejorar su desempeño o para informar de los logros a sus superiores; los gobiernos, comunidades locales y otros grupos interesados de la sociedad civil, para ver cómo están siendo tomados en cuenta sus intereses. Hasta ahora, sin embargo, los esfuerzos conceptuales y metodológicos se han dirigido principalmente al monitoreo de la efectividad de las áreas protegidas públicas.

Nuestra propuesta ha sido desarrollada con el objetivo de formular un sistema de monitoreo viable que incluya variables ecológicas, socioeconómicas, legales, financieras y de gestión que permitan: a) monitorear y evaluar el impacto de los instrumentos actualmente disponibles para la conservación privada en Latinoamérica, en función de las metas de conservación de la biodiversidad, y b) complementar la información para la toma de decisiones. Por ende, está dirigida principalmente a los practicantes de la conservación, ya sean los propietarios o encargados de la gestión de los sitios individuales donde se implementen las herramientas de conservación, o las organizaciones que apoyan la gestión de estos sitios y las redes que conforman.

¿Por qué es importante la conservación en tierras privadas?

En Latinoamérica los gobiernos estatales han pretendido resguardar áreas naturales a través de diferen-

tes estrategias que integran la conservación y el desarrollo, y que van desde la creación y mantenimiento de áreas protegidas públicas, hasta la promoción del manejo forestal en tierras públicas y privadas (Bruner et ál. 2001). Actualmente los sistemas de áreas protegidas públicas conservan en promedio alrededor del 11% del territorio de los países de la región (PNUMA-UICN-FAO 2003); aunque la creación de nuevas unidades se ha visto limitada por los cambios en los paisajes y por la falta de recursos estatales para su

Entre las herramientas de conservación más comunes implementadas en Latinoamérica están las reservas naturales privadas, como categoría de manejo de tierras privadas; las servidumbres ecológicas, un instrumento legal en auge, y los incentivos económicos y fiscales, entre los que destaca el pago por servicios ambientales a propietarios de bosque.

adquisición y manejo. Para que los esfuerzos de conservación sean realmente exitosos a una escala geográfica amplia es necesario considerar territorios bajo diferentes modelos de gobernanza (estatal, privada, comunitaria o compartida) (Mitchell 2007). Los sistemas de áreas protegidas públicas deben complementarse con iniciativas en tierras privadas, las cuales representan alrededor del

80% del territorio en varios países latinoamericanos.

Chacón (2005) define la conservación en tierras privadas como “*la realización de actividades de protección y uso apropiado de los recursos naturales con la participación voluntaria de actores privados, los cuales pueden ser propietarios de tierras, organizaciones ambientalistas, empresas, grupos comunales o indígenas, asociaciones o fundaciones*”. Entre las herramientas más comunes implementadas en Latinoamérica están las reservas naturales privadas, como categoría de manejo de tierras privadas; las servidumbres ecológicas, un instrumento legal en auge, y los incentivos económicos y fiscales, entre los que destaca el pago por servicios ambientales a propietarios de bosque (Piskulich 1995, Bayon et ál. 2000, ELI 2003, Chacón 2005); en la gestión de estas herramientas han jugado un rol importante las ONG y las redes de sitios. Las características más importantes de estas tres herramientas se describen a continuación.

Reservas naturales privadas (RNP).- Son propiedades designadas para la protección especial por iniciativa de los dueños (Piskulich 1995), con reconocimiento gubernamental o de alguna organización independiente calificada, o sin él (reserva privada ‘de hecho’) (Chacón 2005). La motivación de los dueños puede consistir simplemente en su deseo de conservar la biodiversidad, aunque otros beneficios -como la protección ante invasiones, la imagen para el ecoturismo y el acceso a incentivos fiscales - también pueden influir en su decisión.

Servidumbres ecológicas (SE).- Son convenios privados, voluntarios y de cumplimiento obligatorio entre dos propietarios, mediante los cuales acuerdan conservar los recursos naturales de una o ambas propiedades por un periodo de tiempo, para la conservación, restauración

o manejo integrado de sus recursos y valores naturales (Chacón 2005, Dada 2002, Piskulich 1995, Casas 2002). Una SE es una limitación voluntaria de uso, que puede involucrar toda o una parte de la(s) propiedades(s), lo cual se refleja directamente en un contrato legal.

Pagos por servicios ambientales (PSA).- Un incentivo para la conservación es todo aquello que se puede ofrecer a un propietario privado para que voluntariamente se una a los esfuerzos de conservación. El PSA es un incentivo económico ofrecido por los gobiernos para la conservación de tierras privadas, y ha causado creciente interés en la región. En Costa Rica, el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) paga a los pequeños y medianos propietarios y poseedores de bosques y plantaciones forestales por los servicios ambientales que estos proveen y que inciden directamente en la protección y mejoramiento del medio ambiente. Actualmente, las modalidades de PSA son protección de bosques, regeneración natural, sistemas agroforestales y reforestación.

Estándar de monitoreo de herramientas para la conservación en tierras privadas

El objetivo central del presente estándar es contribuir a que los sitios o redes de sitios sujetos a herramientas de conservación en tierras privadas alcancen sus objetivos de conservación de biodiversidad. Para ello, se ofrece una guía que oriente el diseño de programas de monitoreo costo-efectivo y que pueda ajustarse a las particularidades de cada sitio o red de sitios. El estándar está dirigido a varios tipos de actores públicos y privados, tales como personas particulares, asociaciones y ONG a cargo de la gestión de diferentes herramientas de conservación privadas -principalmente RNP, SE y

PSA. Asimismo, se espera que sea de utilidad para encargados de la elaboración y aprobación de planes de manejo para bosques sometidos a PSA y gerentes de fondos de PSA, entre otros. Se espera que el estándar les permita dar seguimiento a la implementación de sus acciones y evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el éxito de conservación esperado.

Actualmente los sistemas de áreas protegidas públicas conservan en promedio alrededor del 11% del territorio de los países de la región latinoamericana. La creación de nuevas unidades se ha visto limitada por los cambios en los paisajes y por la falta de recursos estatales para su adquisición y manejo.

Metodología para la construcción del estándar

El estándar propuesto tiene su base conceptual en el marco general de evaluación de la efectividad del manejo para áreas protegidas de la UICN (Hockings et ál. 2000) y en la metodología de planificación para la conservación de sitios propuesta por TNC (Granizo et ál. 2006). La selección de estos marcos de trabajo se debe a su amplio uso en América Latina y a sus bases conceptuales, que permiten que el estándar sea comprensivo y flexible. Por **comprensivo** se entiende que el sistema establece los principios y criterios básicos de información a los que el monitoreo debe

responder; **flexible** se refiere a la posibilidad de adecuar los indicadores y verificadores a las particularidades de cada herramienta de conservación o sitio.

El estándar sigue una estructura común utilizada ampliamente para conceptualizar, evaluar e implementar el manejo sostenible de recursos naturales (Prabhu et ál. 1999). La elaboración del estándar incluyó los siguientes pasos:

- Determinación del estado del arte del monitoreo de efectividad de las estrategias de conservación en tierras privadas, mediante revisión de literatura y entrevistas con especialistas de la región.
- Elaboración de una propuesta conceptual y metodológica del estándar, y su socialización y revisión en un taller realizado en mayo de 2007 en San José, Costa Rica. El objetivo fue ajustar el estándar propuesto en cuanto a su consistencia, ordenamiento y formulación de parámetros, de acuerdo con la metodología planteada por Morán et ál. 2006).
- Ajuste del estándar con los aportes del taller.

De acuerdo con la estructura de un estándar, se formuló una **meta superior** de manera que reflejara el objetivo último de las estrategias de conservación en tierras privadas: *“Los mecanismos de conservación y uso apropiado de recursos naturales con la participación voluntaria de actores privados complementan la cobertura y conectividad de los sistemas de áreas protegidas públicas y otras estrategias de conservación de diversidad biológica y servicios ambientales a diferentes escalas”*.

Los **principios** se formularon en función a los insumos, productos, procesos y resultados del proceso de manejo efectivo, según los conceptos comunes de los marcos conceptuales definidos por Granizo et ál. (2006) y Hockings et ál. (2000) (Cuadro 1).

Cuadro 1.

Principios del estándar y su relación con los marcos conceptuales para el manejo efectivo de áreas de conservación

Principio	Granizo et ál. (2006)	Hockings et ál. (2000)
1. El mantenimiento de los atributos ecológicos claves de los objetos de conservación (especies, comunidades ecológicas o sistemas ecológicos) en sitios particulares o red de sitios asegura su viabilidad a largo plazo.	Mantenimiento de los objetos de conservación meta (OCM)	Resultados
2. La reducción de las amenazas a los objetos de conservación (especies, comunidades ecológicas o sistemas ecológicos) en sitios particulares o red de sitios asegura su viabilidad a largo plazo.	Reducción de presiones y sus fuentes	Productos
3. La capacidad de gestión de los propietarios y/o manejadores de tierras privadas bajo mecanismos de conservación – y/o en redes de sitios – garantiza los recursos humanos, materiales y financieros suficientes y procesos para el manejo efectivo.	Implementación de estrategias	Insumos y procesos

Propuesta de estándar para el monitoreo de estrategias de conservación en tierras privadas

En el estándar propuesto (Cuadro 2), los **criterios** del principio 1 se definieron a partir de los atributos ecológicos claves (AEC) declarados por Granizo et ál. (2006) como esenciales para el mantenimiento de la viabilidad de los OCM. El enfoque de filtro grueso aboga por la medición de elementos de estructura y composición de hábitats cuya conservación repercute en el mantenimiento de otros elementos asociados. Entonces, para el criterio 1.1 (tamaño de OCM) se definió como único indicador el área del territorio de ocurrencia de especies, comunidades ecológicas o sistemas ecológicos para el monitoreo de poblaciones de especies o de grupos de especies; se eligió solo un indicador tanto por su costo como por la dificultad de mantener consistencia metodológica entre sitios. Para el criterio 1.2 (estado de conservación del OCM) también se eligieron indicadores relativamente fáciles de monitorear, siguiendo el enfoque de filtro grueso, relacionados con la permanencia de sitios ecológicamente importantes (indicador 1.2.1), la proporción de hábitat primario no afectado por perturbaciones externas (indicador 1.2.2) y la estructura de la vegetación dominante (indicador 1.2.3).

Para el criterio 1.3 (contexto paisajístico de los OCM) -relevante prin-

cialmente para redes de sitios - se recurre a un indicador de composición del paisaje que requiere la identificación de las especies dominantes de cada uno de sus elementos, o al menos la tipificación de los hábitats naturales (indicador 1.3.1) y a otro indicador a escala de paisaje (indicador 1.3.2), cuya medición se facilita por el aumento de la capacidad de las computadoras, la disponibilidad de datos de sensores remotos y el desarrollo de sistemas de información geográfica (SIG) para manejar, analizar y desplegar datos espaciales (Turner et ál. 2003). El enfoque de filtro grueso no incluye indicadores de procesos ecológicos (como migración) en esta escala.

El principio 2 contiene sólo un criterio (la reducción o eliminación de las amenazas y sus impactos) y dos indicadores relacionados con la reducción de las amenazas (indicador 2.1.1) y del impacto del uso de los recursos naturales (indicador 2.1.2) como resultado de la gestión. Para poder seleccionar los verificadores del primer indicador es necesario que se hayan identificado y priorizado las amenazas críticas que enfrentan los OCM y las principales presiones que ejercen sobre ellos, así como haber determinado sobre cuáles atributos ecológicos claves se dan las presiones. Dado que las fuentes de presiones pueden ser muy específicas para cada sitio, se recomienda usar la tipología propuesta por CMP/UICN (2006) para su estandarización.

El principio 3 está estructurado en seis criterios, en función a los elementos propuestos por Hockings et ál. (2000). El criterio 3.1 agrupa los elementos de contexto y planificación, y sus indicadores se enfocan en lo apropiado de los instrumentos (indicador 3.1.1) y el uso y actualización de la información (indicador 3.1.2). El criterio 3.2 comprende la suficiencia de los insumos o recursos básicos para el manejo; sus indicadores se centran en los recursos humanos (indicador 3.2.1), financieros (indicador 3.2.2) y materiales (indicador 3.2.3). En cuanto a los procesos o forma en la cual es conducido el manejo, los criterios 3.3 y 3.4 resaltan el cumplimiento de las normas legales y la relación con los actores públicos y privados a diferentes niveles, y los criterios 3.5 y 3.6 resaltan los beneficios percibidos por propietarios y actores locales y el cumplimiento de lo programado.

El Cuadro 2 muestra el estándar desarrollado. Los indicadores incluidos se pueden adecuar, agregar o eliminar de acuerdo con las particularidades del sitio o red de sitios.

Recomendaciones para la implementación del estándar

El estándar presentado se basa tanto en marcos conceptuales sólidos como en la experiencia de diferentes ámbitos de trabajo en Latinoamérica. Sin embargo, antes de su aplicación extensiva, se debe llevar a cabo un proceso de *validación* en RNP, SE y PSA en diferentes escenarios de

Cuadro 2.

Principios, criterios e indicadores para el monitoreo del manejo de mecanismos de conservación en tierras privadas en Latinoamérica

CRITERIOS	INDICADORES	Fases		
		1	2	3
Principio 1 El mantenimiento de los atributos ecológicos claves de los OCM (especies, comunidades ecológicas o sistemas ecológicos) en sitios particulares o red de sitios asegura su viabilidad a largo plazo.				
1.1 El tamaño del OCM se mantiene o aumenta.	1.1.1 Área del territorio de ocurrencia de especies, comunidades ecológicas o sistemas ecológicos.	x	x	x
1.2 El estado de conservación del OCM se mantiene o mejora.	1.2.1 Permanencia de sitios ecológicamente importantes de hábitats.		x	x
	1.2.2 Proporción del territorio de ocurrencia de los OCM que corresponde a hábitats no alterados.		x	x
	1.2.3 Estructura de la vegetación dominante del territorio de ocurrencia de los OCM.		x	x
1.3 El contexto paisajístico hace viable la permanencia del OCM.	1.3.1 Composición del paisaje.		x	x
	1.3.2 Grado de conectividad estructural de los fragmentos de hábitat natural.		x	x
Principio 2 La reducción de las amenazas a los objetos de conservación meta en sitios particulares o red de sitios asegura su viabilidad a largo plazo.				
2.1 Las amenazas y sus impactos son reducidos o eliminados.	2.1.1 Reducción de amenazas directas debido a la gestión.	x	x	x
	2.1.2 Reducción del impacto del uso de recursos naturales.		x	x
Principio 3 La capacidad de gestión de los propietarios y/o manejadores de tierras privadas bajo mecanismos de conservación – y/o en redes de sitios – garantiza los recursos y procesos para el manejo efectivo.				
3.1 El diseño de las acciones es apropiado.	3.1.1 Instrumentos de planificación con información de contexto y objetivos de conservación claros y consistentes con el mecanismo implementado.	x		
	3.1.2 Vigencia de los instrumentos de planificación, monitoreo y evaluación.	x	x	x
3.2 La disponibilidad de recursos es suficiente para el manejo.	3.2.1 Listado de personal, funciones y desempeño.	x	x	x
	3.2.2 Balance financiero positivo.	x	x	x
	3.2.3 Existencia y estado de infraestructura, equipos y servicios.	x	x	x
3.3 Se mantiene el cumplimiento de la normativa legal vigente.	3.3.1 Legalidad en la tenencia de la tierra o derecho a uso.	x		
	3.3.2 Cumplimiento de contratos y/o convenios.		x	x
	3.3.3 Aplicación de la normativa legal vigente.		x	x
3.4 La relación con actores públicos y privados a diferentes niveles hace la gestión más eficiente.	3.4.1 Mecanismos participativos para la toma de decisiones, manejo de conflictos y resolución de problemas.	x	x	x
	3.4.2 Mecanismos para la coordinación de operaciones y uso de recursos.		x	x
3.5 Los beneficios de los mecanismos de conservación incentivan la participación voluntaria en su mantenimiento.	3.5.1 Beneficios percibidos por el(los) propietario(s).			x
	3.5.2 Bienes y servicios ambientales reconocidos por los grupos de interés (miembros de comunidades locales, empresas y otros).			x
3.6 El cumplimiento de las acciones de manejo es efectivo.	3.6.1 Cumplimiento de los productos establecidos en los instrumentos de planificación.	x	x	x

la región. El estándar es una herramienta para conceptualizar, evaluar e implementar el manejo sostenible de recursos naturales (Prabhu et ál 1999); sin embargo, aún no se tiene mucha información sobre el tema de conservación en tierras privadas en la región; por ello es importante que esta validación sea acompañada de estudios de caso representativos, con énfasis en la caracterización de las diferentes etapas de gestión de los mecanismos y en el análisis de su efectividad (tal como plantea Hockings et ál. 2000). Otro insumo complementario debe ser la elaboración de protocolos de referencia para la medición de los indicadores

y el desarrollo de ejemplos para los diferentes mecanismos de conservación en tierras privadas y para redes de sitios.

La aplicación del estándar implica un proceso reflexivo para la selección apropiada del conjunto de indicadores y verificadores, en función de los objetivos de conservación de cada sitio específico. El estándar debe, entonces, reflejar un equilibrio entre los diferentes aspectos del manejo. Para ello se sugiere tener en cuenta lo siguiente:

- *Definición de los propósitos de la aplicación del estándar.* Los objetivos de manejo o de conservación idealmente deberían estar

explícitos en el plan de manejo o contrato del sitio. En muchas ocasiones -principalmente en el caso de servidumbres ecológicas - no se cuenta con planes, o los objetivos no están claramente expresados, por lo que es fundamental establecer los objetivos de conservación e identificar las presiones y amenazas, estrategias de trabajo, productos esperados y recursos necesarios para su consecución. Para esto se sugiere la revisión de la metodología de Granizo et ál. (2006).

En el caso de redes de sitios, es necesario compatibilizar los objetivos de los planes de los sitios

individuales. En todos los casos, es recomendable revisar los objetivos de estrategias mayores de conservación relevantes, como los de los sistemas nacionales de áreas protegidas o corredores biológicos.

- **Selección de indicadores.** Se recomienda la implementación de indicadores de filtro grueso por su menor costo y su característica incluyente, como en el caso de los indicadores del Principio 1. El enfoque de filtro fino sólo se debe emplear en situaciones especiales, como en el caso de que el OCM sea una especie amenazada con requerimientos de hábitat particulares. Si los recursos para el manejo son muy escasos, lo más productivo será enfocar el monitoreo en el desempeño de las acciones de

manejo y mitigación de amenazas (Principios 2 y 3).

- **Construcción de la línea base.** La información para la línea base puede construirse a partir de fuentes de información diferentes, tales como: 1) Datos generados en el sitio antes de establecerse la herramienta de conservación (p.e., los datos de inventarios en bosques bajo producción forestal antes de entrar a un programa de PSA, o las evaluaciones técnicas para el reconocimiento oficial del RNP, la creación de SE, o la aprobación de contratos de PSA). 2) Sitios con condiciones similares (p.e., levantamientos de datos en un bosque conservado dentro de un área protegida pública, asumiendo que en esta área las condiciones representan el estado pre-

vio del elemento de biodiversidad de interés en el área manejada). 3) Reconstrucciones históricas a través de entrevistas, cuando no se cuenta con datos provenientes de mediciones anteriores y no es posible levantar información de sitios similares cercanos. 4) La primera medición de los indicadores seleccionados, en cuyo caso el esfuerzo de muestreo debe ser suficiente para permitir análisis confiables.

Agradecimiento.

Agradecemos a *The Nature Conservancy* el financiamiento para la ejecución de este trabajo. Asimismo, agradecemos los valiosos aportes de las personas consultadas.

Literatura citada

- Bayon, R; Lovink, J; Veening, W. 2000. Financiamiento de la conservación de la biodiversidad. Washington, D.C., US, Banco Interamericano de Desarrollo. 42 p.
- Bruner, AG; Gullison, RA; Rice, RE; Fonseca, GAB da. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291(5): 125-128.
- Casas, A. 2002. Conservación en Panamá: análisis del marco legal para la conservación en tierras privadas. Ciudad de Panamá, TNC/USAID. 129 p.
- Chacón, CM. 2005. Desarrollando áreas protegidas privadas: herramientas, criterios e incentivos. San José, Costa Rica, Asociación Conservación de la Naturaleza / Parks in Peril / TNC / USAID. 70 p.
- CMP (Conservation Measures Partnership), IUCN (The World Conservation Union). 2006. Unified classification of direct threats. Versión 1.0. 17 p. Disponible en http://conservationmeasures.org/CMP/Site_Docs/IUCN-CMP_Unified_Direct_Threats_Classification_2006_06_01.pdf
- Dada, JJ. 2002. Contexto latinoamericano de la conservación en tierras privadas. *In* Las servidumbres ecológicas: un mecanismo jurídico para la conservación en tierras privadas. Memorias Seminario-Taller [Bogotá, CO, 29-30 mayo 2001]. RESNATURA/TNC/WWF. p. 13-16.
- ELI (Environmental Law Institute). 2003. Legal tools and incentives for private lands conservation in Latin America: Building models for success. Washington D.C. 206 p.
- Granizo, T, Molina, ME; Secaira, E; Herrera, B; Benítez, S; Maldonado, O; Lobby, M; Arroyo, P; Isola, S; Castro, M. 2006. Manual de planificación para la conservación de áreas PCA. Quito, EC, TNC / USAID.
- Hockings, M. 2003. Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas. *BioScience*. 53(9):823-832.
- _____; Stolton, S; Dudley, N. 2000. Evaluating effectiveness: A framework for assessing the management of protected areas. *In* Phillips, A. (Ed.). World Commission on Protected Areas (WCPA). Cambridge, UK, IUCN. Best Practice Protected Area Guidelines Series No.6. 121 p.
- Mitchell, B. 2007. Private protected areas (en línea). IUCN World Commission on Protected Areas Task Force: IUCN Protected Area Categories. Paper for a summit on the IUCN categories in Andalusia, Spain [May 7-11 2007]. 6 p. Consultado en <http://www.iucn.org/themes/wcpa/theme/categories/summit/papers/papers/Privatepas4.pdf>
- Morán, M; Campos, JJ; Louman, JJ. (Eds.) 2006. Uso de principios, criterios e indicadores para monitorear y evaluar las acciones y efectos de políticas en el manejo de los recursos naturales. Turrialba, CR, CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico no. 347. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 32. 70 p.
- Piskulich, Z. 1995. Incentivos para la conservación de tierras privadas en América Latina. Arlington, US, ICTP/TNC. s.n.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), IUCN (Unión Mundial para la Naturaleza), FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2003. Diagnóstico regional: áreas protegidas de América Latina. Durban, ZA. 211 p. www.rlc.fao.org/redes/parques/pdf/25.pdf
- Ponce, E. 2002. Estudio jurídico de las servidumbres ecológicas en el contexto del derecho colombiano. *In* Las servidumbres ecológicas: un mecanismo jurídico para la conservación en tierras privadas. Memorias Seminario-Taller [Bogotá, CO, 29-30 mayo 2001]. RESNATURA/TNC/WWF. p. 69-78.
- Prabhu, R; Colfer, CJP; Dudley, RG. 1999. Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management. Criteria and Indicators Toolbox Series no. 1. Bogor, ID, CIFOR.
- Turner, W; Spector, S; Gardiner, N; Fladeland, M; Sterling, E; Steininger, M. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* no. 18: 306-314.

El monitoreo ecológico como herramienta de manejo para la conservación

Bases conceptuales y estructura del Programa de Monitoreo Ecológico Terrestre en Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica

Bryan Finegan¹; Margarita Céspedes Agüero²; Steven E. Slesnie³; Bernal Herrera⁴; Gustavo Induni⁵; Joel Sáenz⁶; Jesús Ugalde⁷; Grace Wong⁸

La conservación es un proceso que involucra dimensiones sociales, culturales, económicas, éticas y políticas, además de las de biología de la conservación. Para el éxito del manejo para la conservación se debe incidir en todos estos ámbitos, e igualmente, el manejo debe ser adaptativo en todos. Dentro de todo lo anterior reside la razón de ser de este proceso social complejo que es la conservación: los objetos de conservación. El PROMEC-CR brindará la información imprescindible sobre los impactos humanos – incluyendo las acciones de manejo – en los objetos de conservación: comunidades, especies, procesos ecológicos y evolutivos, así como los servicios ecológicos imprescindibles brindados a la sociedad por esta biodiversidad.



Foto: Sergio Pucci.

¹ Grupo Bosques, Áreas Protegidas y Biodiversidad, CATIE, Turrialba, 7170. Costa Rica. bfinegan@catie.ac.cr

² WWF-Perú cespedes@catie.ac.cr

³ Northern Arizona University. ssesnie@catie.ac.cr

⁴ Director Programa de Ciencias, TNC. San José, Costa Rica. bherrera@tnc.org

⁵ SINAC/MINAE. gustavo.induni@sinac.go.cr

⁶ ICOMVIS/UNA. jsaenz@una.ac.cr

⁷ INBIO. jugalde@inbio.ac.cr

⁸ ICOMVIS/UNA. gwongr@racsa.co.cr

Resumen

El monitoreo de las áreas protegidas y corredores biológicos a escala nacional es una necesidad para un manejo efectivo de sistemas ecológicos complejos, cambiantes y poco conocidos; además, es un requisito para el cumplimiento con las obligaciones de la Convención de Diversidad Biológica. El PROMEC-CR fue estructurado a partir de una revisión extensa de literatura científica y técnica sobre las bases conceptuales, el diseño y la implementación de programas de monitoreo ecológico; actualmente, se hacen esfuerzos por incorporarlo a la ley costarricense. PROMEC-CR es implementado por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación del Ministerio del Ambiente, Energía y Telecomunicaciones. En su primera fase, el Programa evaluará el estado de conservación de la biodiversidad a escala nacional, a través de tres indicadores enfocados en la extensión y el grado de fragmentación de la cobertura de ecosistemas naturales y sus tasas de cambio, así como en la efectividad de manejo de las áreas protegidas. A la vez, se desarrollarán y probarán seis indicadores adicionales potenciales que ofrezcan una evaluación más integral de la biodiversidad, abarcando aspectos claves de los corredores biológicos, grupos faunísticos y dinámica de los bosques. La amenaza grave que representa el cambio climático será monitoreada directamente por un indicador y como componente explícito de todos los demás.

Palabras claves: Áreas silvestres protegidas; corredor biológico; conservación de la naturaleza; biodiversidad; cambio climático; organismos indicadores; monitoreo.

Summary

Ecological monitoring as a conservation management tool: the conceptual basis and structure of the Ecological Monitoring Programme for Costa Rica's Protected Areas and Biological Corridors (PROMEC-CR). National-scale monitoring of protected areas and biological corridors is necessary for the effective management of complex, ever-changing and poorly known ecological systems. Also, it is now a condition for meeting the obligations of the Convention on Biological Diversity. The PROMEC-CR was developed on the basis of extensive reviews of the scientific and technical literature concerning the conceptual basis, design and implementation of ecological monitoring programs, is currently moving towards ratification in law, and is being implemented by the National System of Conservation Areas of the Ministry of Environment, Energy and Telecommunication. In its first phase, the Program will evaluate the conservation status of biodiversity at the national scale through three indicators focusing on, respectively, cover and fragmentation of natural ecosystems and their rates of change, and the effectiveness of protected areas management. At the same time, six additional indicators will be developed and tested, these providing a more integral evaluation of biodiversity covering key aspects of biological corridors, fauna groups and forest dynamics. The grave threat raised by climate change will be monitored directly by one indicator and as an explicit component of the monitoring of all the others.

Keywords: Wild protected areas; biological corridors; nature conservation; biodiversity; climate change; indicators organisms; monitoring.

Introducción

El Programa de Monitoreo de Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR) es una iniciativa del Sistema Nacional de Áreas de Conservación del Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones de Costa Rica (SINAC/MINAET) y *The*

Nature Conservancy-Costa Rica (TNC-CR). A través de su programa “Acuerdos Nacionales de Apoyo a la Implementación”, TNC patrocina, en colaboración con el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), actividades de apoyo científico y técnico. Un programa de monitoreo es una herramienta

necesaria para el manejo efectivo de sistemas ecológicos complejos, cambiantes y poco conocidos; por ello, el monitoreo es un esfuerzo necesario para que el país avance hacia el cumplimiento de diferentes compromisos ante la Convención de Diversidad Biológica, incluyendo las metas 2010.

La propuesta del PROMEC-CR se viene plasmando en cuatro documentos: un Manual de objetivos, indicadores y protocolos (SINAC 2007a), un Resumen Ejecutivo (SINAC 2007b), un documento técnico de referencia (Finegan et ál. *en preparación*) y un Plan de Implementación⁹. A la fecha de publicación del presente artículo, se está implementando la primera fase del PROMEC-CR (2007 – 2011), con el respaldo jurídico del reglamento a la Ley de Biodiversidad (publicado el 8 de abril del 2008); asimismo, está en proceso una propuesta de decreto que establezca que el Programa es la forma de darle cumplimiento a lo que requiere la ley⁹.

Una característica clave e innovadora del PROMEC-CR es que se enfoca no sólo las áreas protegidas (AP) del país, sino también en los corredores biológicos (CB) que tienen el propósito de unir las AP en una sola área funcional para la conservación (AFC) -ver Poiani et ál. 2000. Esta unificación es imprescindible dadas las extensiones pequeñas de la gran mayoría de las AP, su aislamiento creciente dentro de matrices agropecuarias y urbanas de creciente hostilidad y la amenaza grave que representa el cambio climático (Miller et ál. 2001, DeFries et ál. 2005, Possingham et ál. 2006). En este sentido, es oportuno que la implementación del PROMEC-CR se acompañe con el nuevo ordenamiento territorial para la conservación (SINAC 2007c) y el Programa Nacional de Corredores Biológicos. Ambas iniciativas dan respaldo y masa crítica para aumentar las posibilidades de éxito en la conceptualización e implementación de medidas de conservación a escala nacional -sobre todo con respecto a los CB, que introducen un nuevo desafío para la conservación en el

país y en la región. Las AP se sustentan en un concepto bien establecido; poseen un marco político, jurídico e institucional bien definido para su manejo; se encuentran en tierras estatales, principalmente, y en general gozan de un manejo efectivo desde hace tiempo. Los CB, por su parte, poseen, en la actualidad, todas las características contrarias: se sustentan en un concepto relativamente nuevo, el marco político, jurídico e institucional para su manejo está apenas empezando a definirse, en gran medida atraviesan tierras privadas, y su gestión es incipiente en la mayoría de los casos (Canet Desanti 2007, Canet Desanti et ál. 2008, en este mismo número de la RRNA).

Los objetivos del presente artículo son: 1) ofrecer una síntesis global concisa del PROMEC-CR, así como un análisis científico y técnico del proceso de diseño y estructuración del Programa, y 2) mostrar sus indicadores y los objetivos de su evaluación. Se espera así, divulgar los conceptos plasmados y las lecciones aprendidas a través de este proceso, para apoyar iniciativas semejantes de desarrollo de programas de monitoreo que sean rigurosos y a la vez prácticos y relevantes para los países tropicales.

Manejo adaptativo y monitoreo como herramientas necesarias para el manejo efectivo para la conservación

Los enfoques modernos de manejo de los recursos naturales reconocen y procuran institucionalizar dos hechos que no siempre han sido reconocidos con suficiente énfasis: en primer lugar, que los sistemas que se pretende manejar son muy complejos, poco conocidos y por ende tienen un comportamiento difícil de predecir, y segundo, que lo único constante en esos sistemas es

el cambio. Entonces, existe consenso en cuanto a que el manejo de los recursos naturales debe ser *adaptativo* para tener posibilidades de éxito dentro del contexto de la complejidad, conocimiento inadecuado y cambio constante. El manejo adaptativo provee los medios necesarios para manejar sistemas ecológicos y sociales dinámicos y complejos, ya que reconoce la incertidumbre inherente al proceso, identifica tendencias inesperadas e identifica y corrige los errores e impactos negativos de las medidas de manejo a través del aprendizaje continuo (Prabhu et ál. 1999, CBD 2006). A través del conocimiento generado por un programa de monitoreo como el PROMEC-CR, se encuentra una de las vías principales hacia la institucionalización del aprendizaje que es parte clave del manejo adaptativo. Todas estas consideraciones sustentan el requisito establecido por la Convención de Diversidad Biológica de que los países firmantes implementen el monitoreo de su biodiversidad a escala nacional.

Sintetizando lo planteado por muchos autores, el monitoreo puede definirse como *un proceso continuo en el tiempo de recolección, análisis y difusión apropiada de información sobre un conjunto específico de variables o indicadores, usado para posibilitar el mejoramiento continuo del manejo del sistema bajo consideración*. Hasta la fecha, un sinnúmero de factores socioeconómicos, institucionales y financieros han dificultado el uso apropiado del monitoreo ecológico como herramienta de manejo para la conservación, especialmente -pero no únicamente - en los países en desarrollo (Terborgh y Davenport 2002). Tal vez, el mayor problema es la dificultad de institucionalizar el monitoreo dentro de una estructura tradicional de gestión, donde no hay espacio para el

⁹ Induni, G. Abril 2008. Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas del Sistema Nacional de Áreas de Conservación. San José, Costa Rica. Comunicación personal.

manejo adaptativo. Otra faceta de la problemática es, indudablemente, que para algunos el monitoreo no es una actividad de alta prioridad dentro del contexto de todo lo que involucra el manejo para la conservación (Sheil 2001). En el caso particular de Costa Rica, el país no ha logrado implementar sistemáticamente su propia metodología oficial para monitorear la efectividad del manejo de sus áreas protegidas, con consecuencias obvias para el aprendizaje¹⁰. Se espera que la implementación del PROMEC-CR sea un paso decisivo hacia la institucionalización del aprendizaje continuo en las instituciones encargadas de la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad del país.

La necesidad de monitorear para posibilitar la adaptación al cambio climático es un tema que requiere un énfasis muy claro. El calentamiento del clima es un hecho inequívoco (IPCC 2007) que trae consigo alteraciones en la cantidad y distribución estacional de las lluvias y en la frecuencia e intensidad de fenómenos climáticos como huracanes, tormentas tropicales y El Niño. Además, la causa principal del calentamiento –el aumento de la cantidad de gases invernaderos en la atmósfera, como el CO² y el óxido nitroso– representa una influencia adicional directa en la biodiversidad ya que puede estimular el crecimiento de las plantas y así cambiar las interacciones ecológicas en comunidades.

Entre las amenazas principales que conlleva el cambio climático respecto a la biodiversidad figuran cambios posiblemente drásticos en la distribución geográfica de las comunidades naturales y las especies que se pretenden conservar en el sistema nacional de áreas protegidas y corredores biológicos (ver, entre muchas otras fuentes bibliográficas, Lovejoy 2005 y Clark 2007). Además, el

cambio climático sin ninguna duda presentará interacciones con las amenazas existentes –destrucción, fragmentación y degradación del hábitat– por lo que sus consecuencias aumentarán (Lovejoy 2005). La detección o predicción exacta de los impactos de la variación climática en la biodiversidad tropical, no obstante, es aún incierta; por ello el monitoreo – combinado con programas de investigación con un fuerte énfasis en el modelaje y la detección de los componentes más vulnerables de la biodiversidad – se vuelve cada vez más importante (Lovejoy 2005).

El PROMEC-CR hará una contribución clave a la capacidad de la sociedad costarricense para establecer alertas tempranas de problemas como los esbozados aquí. Esta será una de las herramientas aplicadas para pronosticar y monitorear el impacto del cambio climático, de manera que las acciones de conservación en el país permitan adaptarse al mismo. Reaccionar o no reaccionar ante el conocimiento generado será una decisión social y política.

¿Qué cosas monitorear? El proceso de selección de indicadores para el PROMEC- CR

El punto de partida para el diseño de un programa de monitoreo es la definición de los objetivos; la decisión clave que le sigue es la elección de las variables a ser medidas (Elzinga et ál. 2001). Pudiera parecer redundante observar que las variables a ser medidas serán los indicadores del programa; no obstante, creemos necesario establecer en términos exactos, qué es un indicador y cuáles implicaciones tiene su uso para el monitoreo.

En el caso más sencillo de elección de variables a ser medidas dentro de un programa de monitoreo, éstas se identifican a partir de los

objetivos de manejo de un AP o CB, asumiendo que esos objetivos han sido claramente definidos. Sin embargo, muchas veces las mismas características de los objetos de conservación (comunidades, especies, procesos ecológicos y evolutivos) hacen que en la práctica, su evaluación sea logísticamente muy difícil, aun para proyectos de investigación. Por ejemplo, individuos de hasta las especies más carismáticas de importancia para la conservación (p.e. el oso panda) con frecuencia son difíciles de observar (Zahn et ál. 2006). En tales casos, para el monitoreo se debe recurrir a la evaluación indirecta, a través de algún indicador o grupo de indicadores. Un indicador es una característica medible de un sistema que, indirectamente, representa otras características no tan fáciles de medir; la medición del indicador es un sustituto de la medición directa de la(s) variable(s) de interés (Landres et ál. 1988, Noss 1990). Es preciso aclarar que el vínculo entre el indicador y el estado del todo en el que estamos interesados puede ser directo o no, o puede ser débil o meramente hipotético (Landres et ál. 1988, Mace et ál. 2005). El mundo del monitoreo ecológico es un mundo imperfecto y esto debe ser reconocido en las propuestas de programas y en la interpretación y comunicación de los resultados. La selección de indicadores con base en criterios como los de Prabhu et ál. (1999) procura minimizar algunas de las dificultades inherentes al diseño de programas de monitoreo; dicha herramienta fue aplicada durante el diseño del PROMEC-CR. La polémica, sin embargo, es inevitable. Algunos consideran que las tendencias en las poblaciones de ciertas especies – p.e., las que requieren de extensiones grandes de hábitat y una diversidad de tipos de hábitat dentro de los paisajes que utilizan

¹⁰ Induni, G. Comunicación personal. Ya citado.

(el jaguar, el oso de anteojos y el águila harpía...) – son buenos indicadores del estado de conservación de un hábitat (Sanderson et ál. 2002, Copolillo et ál. 2004). Otros reiteran la gran dificultad de monitorear estas especies en campo y la falta de evidencias concretas respecto a la función de indicación (Landres et ál. 1988); a cambio, proponen la evaluación de indicadores de extensión y calidad de hábitat (Lindenmayer y Franklin 2002). Cuando se trata de evaluaciones a escala de paisaje y regional -como las que debe hacer el PROMEC-CR - se aboga, sobre todo, por el uso de sensores remotos (SR) y sistemas de información geográfica (SIG) en la evaluación de indicadores de extensión, calidad y función propuestos por la ecología de paisajes (EP; en adelante nos referiremos a este enfoque como el enfoque SR/SIG/EP) (Lindenmayer y Franklin 2002, Noon y Dale 2002). Este enfoque también tiene desventajas (Kleinn et ál. 2002, Leimgruber et ál. 2005, Sesnie et ál. 2008), pero su potencial es enorme y constituye la columna vertebral del PROMEC-CR, en combinación con evaluaciones de efectividad de manejo, del estado de conservación de especies de aves y otros indicadores que brindan un panorama más integral.

Toma, análisis e interpretación de datos

En un programa de monitoreo, el diseño de la toma de datos y las propuestas para su análisis deben de plantearse dentro del marco de los mismos criterios científicos que se utilizan en el desarrollo de proyectos de investigación (Elzinga et ál. 2001). Por otra parte, los muestreos ejecutados por los programas de monitoreo en general carecen de algunas características claves de los proyectos de investigación; por ejemplo, la repetición independiente de muestras o la aplicación de tratamientos experimentales (Elzinga et ál. 2001). Es vital entender y

manejar adecuadamente las consecuencias de estas y otras limitaciones de los programas de monitoreo ante la complejidad de los sistemas ecológicos que se está tratando de conservar. El punto aquí es que los resultados del monitoreo se usarán como base para la toma de decisiones, y que esas decisiones implicarán costos para algún sector de la sociedad. En el contexto de las restricciones señaladas, un programa de monitoreo debe, entonces, prestar mucha atención a la interpretación correcta de sus resultados y a la adecuada comunicación con los grupos de interesados sobre la incertidumbre inherente a la definición de conclusiones en estudios de sistemas ecológicos.

En cuanto a la interpretación de resultados, es clave y delicada la decisión sobre cuánto y qué tipo de cambio en los valores de los indicadores es aceptable, y cuánto representa un impacto humano inaceptable que, por tanto, requiere de una respuesta de manejo. Desafortunadamente, por lo general, no se tiene información científica que permita establecer un límite de cambio biológica o ecológicamente crítico. Noon (1999) y Finegan et ál. (2004) analizan esta problemática a fondo, y proponen varias soluciones. Una de ellas es la definición del límite del cambio aceptable como el rango de valores de un indicador en condiciones “naturales”. No obstante, a veces el grado de impacto humano en una zona no permite utilizar este enfoque, aunque la zona siga siendo de importancia para la conservación; los corredores biológicos ejemplifican esta situación. En tal caso, se puede fijar el valor actual del indicador como valor de referencia y un grado de cambio aceptable con base en negociaciones con grupos de interesados. Noon (1999) y Finegan et ál. (2004) aclaran que no se recomienda utilizar procedimientos estadísticos tradicionales de comparación de medias en el análisis de

datos de monitoreo, ya que una diferencia estadísticamente significativa no necesariamente representa una diferencia importante para la conservación a mediano y largo plazo. Para la toma de decisiones críticas de manejo para la conservación hace falta algo más que eso: se requiere aplicar un rango de criterios que tomen en cuenta los puntos de vista de múltiples grupos interesados para decidir cuánto y qué tipo de cambio es aceptable y qué decisiones tomar. Nuevamente, este es el modelo que el diseño del PROMEC-CR plantea para la implementación efectiva del manejo.

Metas, objetivos e indicadores del PROMEC-CR

Las metas y los objetivos generales del PROMEC-CR se presentan en el Recuadro 1. Las metas corresponden a la razón de ser de un programa de monitoreo como herramienta de manejo adaptativo para la conservación. Los primeros tres objetivos generales se refieren a las necesidades de fortalecimiento, coordinación y cambio institucional que deben acompañar la implementación del programa para que este tenga posibilidades de influir en el éxito de la conservación en el país, y no forman parte del tema central del presente artículo. Los objetivos de interés principal aquí son más bien el cuarto, que está estrechamente ligado a los indicadores y las razones por las cuales fueron seleccionados, y el quinto, la aplicación del conocimiento generado a la toma de decisiones.

Los indicadores se presentan en el Cuadro 1. Cada indicador se ubica en uno de dos grupos: los del primer grupo son de aplicación inmediata y los del segundo son indicadores para evaluación, desarrollo y prueba en la primera etapa de la implementación del Programa (2007-2011). Se espera que puedan ser incorporados a partir del año 2010, a más tardar. Los indicadores de este segundo

grupo son esenciales para una evaluación más holística del estado de conservación de la biodiversidad del país; sin embargo, se concluyó que a la fecha no existe aun suficiente claridad sobre la conformidad de estos indicadores con los criterios de selección empleados durante el proceso de diseño.

Para los indicadores propuestos de aplicación inmediata ya se han identificado los *verificadores*, las variables exactas que serán medidas (SINAC 2007b). En el caso del segundo grupo, los verificadores y las metodologías exactas para su medición se identificarán, de ser necesario, como parte del proceso de evaluación, desarrollo y prueba (SINAC 2007b).

La selección de indicadores obedeció, por un lado, a la escala nacional de evaluación y, por otro, a la meta de identificar métricas de la biodiversidad que se complementen. En especial, se tuvieron en cuenta los argumentos a favor de métricas de estructura y conservación de hábitat y las evaluaciones de grupos de especies o hasta especies individuales. Además, las discusiones durante la implementación llevaron a la modificación de los objetivos específicos correspondientes a cada indicador, de manera que se contemple explícitamente la detección de respuestas de la biodiversidad al cambio climático. A los indicadores iniciales (SINAC 2007b) se le agregó uno nuevo (el 2.1) por esa misma razón (Cuadro 1). El uso del año 1996 para la *línea base* en el tiempo fijado para algunos indicadores obedece a que este fue el año en el cual se estableció el marco legal, principalmente en cuanto a la Ley Forestal, que sigue gobernando la dinámica de uso de la tierra en cuanto a los hábitats naturales.

La evaluación de estructura y composición de hábitat a través del enfoque SR/SIG/EP es la columna vertebral del PROMEC-CR, sobre todo en su primera etapa de imple-

mentación (indicadores 1.1 y 1.2. de aplicación inmediata, y 2.3 y 2.5 para desarrollo y prueba). Para un monitoreo más integral durante la primera etapa de su ejecución, el PROMEC-CR contempla la generación, por el SINAC, de información sobre la efectividad del manejo de las áreas protegidas, utilizando la metodología ya publicada para ese fin (indicador 1.3).

Entre los indicadores de desarrollo y prueba, el 2.1 permite incorporar al PROMEC-CR evaluaciones del estado de conservación de las poblaciones de aves residentes del país, mediante procedimien-

tos transparentes y objetivos de la UICN. También ya se han desarrollado y están listos para aplicarse procedimientos para la evaluación de la efectividad de manejo de los CB (indicador 2.2; Canet Desanti 2007, Canet Desanti et ál. 2008). Cabe aclarar que las profundas diferencias entre los CB y las AP en cuanto a todas las dimensiones del manejo hacen que no se pueda aplicar en ellos el procedimiento oficial para la evaluación de la efectividad del manejo de las AP. El desarrollo y la prueba de una metodología para evaluar la conectividad estructural brindada por los CB, aplicando el

Recuadro 1 **Metas y objetivos generales del PROMEC-CR**

El PROMEC-CR es una de las herramientas que contribuirán al logro de las metas nacionales de conservación, definidas por el proyecto GRUAS II (SINAC 2007c).

Meta a largo plazo del Programa

- Contribuir de manera decisiva a la conservación de la biodiversidad del país, a través de la generación y aplicación a la toma de decisiones sobre el manejo del territorio nacional, de información científica confiable sobre el estado de conservación de esa biodiversidad y sus tendencias

Meta del Programa para el año 2010:

- Contribuir de manera decisiva al logro de la meta 2010 de la Convención de Diversidad Biológica

Objetivos generales de la primera etapa del programa de monitoreo, 2007 – 2011

1. Se dispone de la capacidad científica, técnica e institucional para la ejecución del PROMEC-CR en el país como herramienta de manejo para la conservación.
2. El PROMEC-CR es llevado a la práctica mediante un marco institucional adecuado.
3. El PROMEC-CR está integrado a la cultura institucional del Estado costarricense.
4. Se conoce el estado de conservación de la biodiversidad del país y sus tendencias iniciales.
5. La información generada por el programa de monitoreo se utiliza en la toma de decisiones sobre el manejo del territorio nacional.
6. Se ha diseñado la segunda etapa del PROMEC-CR.

Cuadro 1.

Indicadores para la primera etapa (2007-2011) del Programa de Monitoreo Ecológico Terrestre de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR)

Indicadores (tipo) y etapa de implementación	Metodología	Periodicidad de la evaluación y línea base recomendada
1) Aplicación inmediata		
1.1 Área y grado de fragmentación actuales del hábitat natural correspondiente a cada unidad fitogeográfica y sus tasas de cambio, total y representada dentro de las diferentes categorías de áreas protegidas. (resultado)	SR/SIG	Tres fechas durante la primera etapa: 1996, 2003-2006 y 2009; línea base 1996
1.2 Área y grado de fragmentación de la cobertura boscosa y agroforestal de los principales corredores biológicos y sus tasas de cambio. (resultado)	SR/SIG	Tres fechas durante la primera etapa: 1996, 2003-2006 y 2009; línea base 1996
1.3 Efectividad de manejo de las áreas protegidas estatales. (insumo y proceso)	Metodología existente SINAC	Anual; primera aplicación dentro del presente programa
2) Indicadores adicionales para prueba		
2.1 Índice de Lista Roja para aves residentes. (resultado)	Metodología UICN	Evaluación global UICN del 2004
2.2 Avance de la gestión de los principales corredores biológicos. (insumo y proceso)	Canet (en preparación)	Anual; primera aplicación dentro del presente programa
2.3 Grado de conectividad estructural de los principales corredores biológicos y su tasa de cambio. (resultado)	SR/SIG	Tres fechas durante la primera etapa: 1996, 2003-2006 y 2009
2.4 Estructura, composición y tasas de recambio de los principales tipos de bosque. (resultado)	Red nacional de parcelas permanentes (PPM)	Tres años; línea base a ser determinado
2.5 Área de hábitat apropiado para grupo de especies-paisaje y su tasa de cambio. (resultado)	SR/SIG, modelaje	Tres fechas durante la primera etapa: 1996, 2003-2006 y 2009
2.6 Vulnerabilidad de las diferentes unidades fitogeográficas ante diferentes escenarios de cambio climático. (resultado)	Modelaje de cambios en distribución y extensión de U.F.	Por determinarse; se ligará al avance del modelaje del cambio climático por centros reconocidos; línea base el mapa actual

enfoque SR/SIG/EP (indicador 2.3), proveerá una solución práctica para el monitoreo de la conectividad, la función ecológica más importante de los CB.

El único indicador del Programa que será evaluado directamente en campo es el 2.4, referido a la biodiversidad arbórea y procesos ecológicos (productividad y tasas de recambio) de bosques a escala local. Se pretende posibilitar la evaluación de este indicador a través de un apoyo del PROMEC-CR a la integración de la gran cantidad de parcelas permanentes de muestreo (PPM) ya existentes en los bosques naturales del país, en una red nacional con presupuesto, procedimientos y plan de trabajo únicos. Los verificadores probables para este indicador son características claves de la biodiversidad de ecosistemas boscosos y parecen responder de manera clara al cambio climático (Clark 2007). Para el indicador 2.5 se regresa al enfoque SR/SIG/EP, donde el diseño del PROMEC-CR

tomó en cuenta el valor potencial de los vertebrados grandes como indicadores, ya que son importantes por sí solos como objetos de conservación, claves desde el punto de vista de procesos ecológicos y atractivos para una amplia gama de grupos de interesados. Por lo logísticamente difícil y costoso de la evaluación directa en campo de poblaciones de estos animales, el PROMEC-CR desarrollará modelos de aptitud de hábitat para un grupo de especies-paisaje identificados con los procedimientos de la *Wildlife Conservation Society*. Los cambios en la extensión del área de hábitat apto para las especies-paisaje serán evaluados como parte integral de las evaluaciones utilizando el enfoque SR/SIG/EP. Finalmente, el indicador 2.6 es imprescindible debido a la amenaza generalizada que representa el cambio climático. El PROMEC-CR desarrollará y validará técnicas de modelaje usando escenarios de cambio climático disponibles a través de fuentes reconocidas y mapas

digitales de variables macroclimáticas para determinar y monitorear la vulnerabilidad de los diferentes tipos de comunidad natural, tanto dentro como fuera de las AP.

Comentarios finales

La conservación es un proceso social – una actividad llevada a cabo por la sociedad para alcanzar metas y objetivos de su interés. Como tal, involucra dimensiones sociales, culturales, económicas, éticas y políticas, además de las de biología de la conservación (p.e. Groom et ál. 2006). Para el éxito del manejo para la conservación se debe incidir en todos estos ámbitos, e igualmente, el manejo debe ser adaptativo en todos. Entonces, un programa de monitoreo debe ser interdisciplinario ya que eventualmente involucrará múltiples dimensiones de la gestión. Pero no se debe olvidar que dentro de todo lo anterior reside la razón de ser de este proceso social complejo que es la conservación: los objetos de conservación; es decir, lo

que la sociedad pretende conservar. El PROMEC-CR es un elemento pionero del proceso social adaptativo que brindará la información

imprescindible sobre los impactos humanos – incluyendo las acciones de manejo – en los objetos de conservación: comunidades, especies,

procesos ecológicos y evolutivos, así como los servicios ecológicos imprescindibles brindados a la sociedad por esta biodiversidad. 

Literatura citada

- Canet Desanti, LM. 2007. Herramientas para el diseño, gestión y monitoreo de corredores biológicos en Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.
- _____; Finegan, B; Bouroncle, C; Gutiérrez, I; Herrera, B. 2008. El monitoreo de la efectividad del manejo de corredores biológicos. Una herramienta basada en la experiencia de los comités de gestión en Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente no. 54:51-58.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2006. The ecosystem approach. <http://www.cbd.int/ecosystem/description.shtml>
- Clark, DA. 2007. Detecting tropical forests' response to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica* 39: 4-19.
- Copolillo, P; Gómez, H; Maisels, F; Wallace, R. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation* 115: 419-430.
- Elzinga, CL; Salzer, DW; Willoughby, JW; Gibbs, JP. 2001. Monitoring plant and animal populations. Massachusetts, US, Blackwell science. 360 p.
- Finegan, B; Céspedes Agüero, M; Sesnie, SE. *En preparación*. Programa de Monitoreo Ecológico de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR): Etapa 1: 2007-2011. *Documento Técnico de Referencia - El Monitoreo Ecológico como Componente Integral del manejo de Áreas Protegidas y Corredores Biológicos en los Trópicos: conceptos y práctica*.
- _____; Delgado, D; Hayes, JP; Gretzinger, S. 2004. El monitoreo ecológico como herramienta de manejo forestal sostenible: consideraciones básicas y una propuesta metodológica con énfasis en bosques de alto valor para la conservación certificados bajo el marco del FSC. *Recursos Naturales y Ambiente* 42: 29-42.
- Groom, MJ; Meffe, GK; Carroll, CR. 2006. Principles of conservation biology. 3 ed. Sunderland, Mass., US, Sinauer Associates, Inc. 793 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Climate change 2007: the physical science basis. Summary for Policymakers. Geneva, CH, IPCC Secretariat. 18 p.
- Kleinn, C; Ramírez, C; Holmgren, P; Chavez, G. 2002. A national forest resources assessment for Costa Rica based on low intensity sampling. *Forest Ecology and Management* 210:9-23.
- Landres, PB; Verner, J; Thomas, JW. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-326.
- Leimgruber, P; Christen, CA; Laborderie, A. 2005. The impact of Landsat Satellite Monitoring on conservation biology environmental monitoring and assessment no. 106: 81-101.
- Lindenmayer, DB; Franklin, JF. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Washington DC, US, Island Press. 351 p.
- Lovejoy, T. 2005. Conservation with a changing climate. In Lovejoy, T; Hannah, L. (Eds.). *Climate change and biodiversity*. New Haven, US, Yale University Press. p. 325-325.
- Mace, G; Delbaere, B; Hanski, I; Harrison, J; García Novo, F; Pereira, H; Watt, A. 2005. A user's guide to biodiversity indicators. London, UK, European Academies Science Advisory Council (EASAC) / Royal Society. 40 p.
- Miller, K; Chang, E; Johnson, N. 2001. En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano. Washington DC, US, World Resources Institute. 49 p.
- Noon, BR. 1999. Scientific framework for effectiveness monitoring of the Northwest Forest Plan. In Mulder, BS; Welsh, HH; Spies, TA; Reeves, GH; Raphael, MG; Palmer, C; Olsen, AR. (Technical Coordinators). The strategy and design of the effectiveness monitoring program for the Northwest Forest Plan. USDA Forest Service. General Technical Report PNW-GTR-437. p. 49-68.
- _____; Dale, VH. 2002. Broad-scale ecological science and its application. In Gutzwiller, KJ. (Ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. New York, US, Springer. p. 34-52.
- Noss, RF. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4): 355-364.
- Poiani, KA; Richter, BD; Anderson, M; Richter, HE. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes and networks. *BioScience* 50: 133-146.
- Possingham, HP; Wilson, KA; Andelman, SJ; Vynne, CH. 2006. Protected areas: goals, limitations and design. In Groom, MJ; Meffe, GK; Carroll, CR. (Eds.). *Principles of conservation biology*. 3 ed. Sunderland, Mass., US, Sinauer Associates, Inc. p. 509-552.
- Prabhu, R; Colfer, CJP; Dudley, RG. 1999. Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management. *Criteria and Indicators Toolbox Series no.1*. Bogor, ID, CIFOR.
- Sanderson, EW; Redford, KH; Vedder, A; Coppolillo, PB; Ward, SE. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58: 41-56.
- Sesnie, SE; Gessler, P; Finegan, B; Thessler, S. 2008. Integrating Landsat TM and SRTM-DEM derived variables with decision trees for habitat classification and change detection in complex neotropical environments. *Remote Sensing of Environment* 112: 2145-2159.
- Sheil, D. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities and distractions. *Conservation Biology* 15: 1179-1182.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2007a. Programa de monitoreo ecológico de las áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR): Etapa 1: 2007-2011. Manual de objetivos, indicadores y protocolos. San José, CR, SINAC-MINAE / Asociación Conservación de la Naturaleza. 28 p.
- _____. 2007b. Programa de monitoreo ecológico de las áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR): Etapa 1: 2007-2011. Resumen Ejecutivo. San José, CR, SINAC-MINAE / Asociación Conservación de la Naturaleza. 22 p.
- _____. 2007c. Gruas II: Propuesta de ordenamiento territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica. Vol. 1. Análisis de vacíos en la representatividad e integridad de la biodiversidad terrestre. San José, CR, SINAC-MINAE / Asociación Conservación de la Naturaleza. 100 p.
- Terborgh, J; Davenport, L. 2002. Monitoring protected areas. In Terborgh, J; Shaik, C. van; Davenport, L; Rao, M. (Eds.). *Making parks work: Strategies for preserving tropical nature*. Washington DC, US, Island Press. p. 395-408.
- Zahn, X; Li, M; Zhang, Z; Goossens, B; Chen, Y; Wang, H; Bruford, MW; Wei, F. 2006. Molecular censoring doubles giant panda population estimate in a key nature reserve. *Current Biology* 16: 451-452.

Estrategia financiera para sistemas de áreas protegidas

La experiencia del Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica

Irene Suárez¹, Sandra Jiménez²,
Keilyn Vargas³, Guillermo Chan⁴

La elaboración de la Estrategia Financiera del SINAC no ha sido un proceso de fases consecutivas en el tiempo; más bien, el conocimiento adquirido sobre la marcha ha permitido corregir y mejorar esquemas de trabajo y generar las herramientas adecuadas para la toma de decisiones dentro del SINAC. El hecho de contar con un estudio exhaustivo sobre planificación financiera a nivel de sistema de áreas protegidas coloca al país en una posición ventajosa, lo cual ha servido para apalancar estudios adicionales sobre el tema y destinar mayor cantidad de recursos (locales o internacionales) al control y protección de las AP del país.

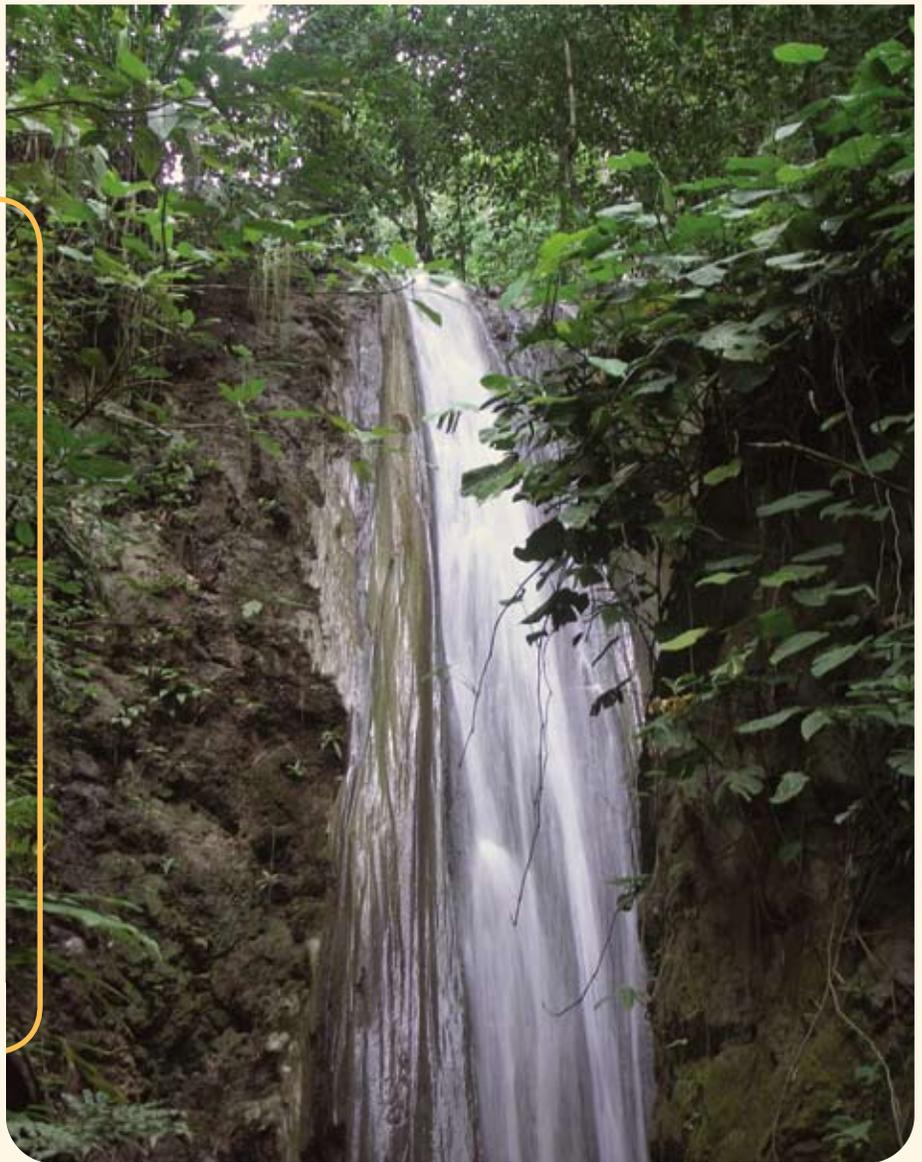


Foto: TNC.

¹ Gerente Programa Estrategias Nacionales, TNC-Costa Rica. isuarez@tnc.org

² Encargada de Desarrollo Financiero, SINAC. sandra.jimenez@sinac.go.cr

³ Asistente Técnico Estrategias Nacionales, TNC – Costa Rica. kvargas@tnc.org

⁴ Especialista Financiero, TNC – Costa Rica. gchan@tnc.org

Resumen

La sostenibilidad financiera de un sistema de áreas protegidas hace referencia a la capacidad de asegurar suficientes recursos financieros a largo plazo y de manera estable, así como asignarlos a tiempo y en la forma apropiada, de modo que puedan cubrirse los costos (directos e indirectos) de las áreas protegidas y asegurar su manejo efectivo y eficiente. Para lograrlo, no solamente se requieren recursos financieros, sino también recursos técnicos y humanos asociados. Costa Rica, como parte de sus esfuerzos en consolidar su sistema nacional de áreas protegidas y bajo el marco del Programa de Trabajo en Áreas Protegidas de la Convención para la Diversidad Biológica, se avocó desde el año 2003, en conjunto con instituciones aliadas, a diseñar e implementar un proceso denominado Estrategia Financiera, el cual permitió generar una serie de instrumentos técnicos necesarios para fortalecer la sostenibilidad financiera de las AP del país. Con este esfuerzo se identificaron las necesidades y vacíos en la planificación financiera del sistema de AP. Se presenta aquí la experiencia del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) de Costa Rica.

Palabras claves: Áreas silvestres protegidas; conservación de la naturaleza; análisis económico; recursos humanos; recursos económicos; análisis de costos; sostenibilidad.

Summary

Financial strategy for a protected-area system: the experience of the Costa Rican National System of Protected Areas. The financial sustainability of a protected area system refers to the capacity to ensure long term financial resources and allocate them on time, and in a proper form, in such a way that the direct and indirect costs associated with the protected areas can be covered, and thus their effective and efficient management can be achieved. In 2003, the Costa Rica government, in the framework of the Program of Work of Protected Areas of the Convention on Biological Diversity began, along with other collaborating institutions, a process in order to develop technical instruments required for strengthening the financial sustainability of the protected area system. This article summarizes that experience regarding long-term financial planning as well as the relevance on the institutional strengthening of NGOs in this sort of processes.

Keywords: Wild protected areas; nature conservation; economic analysis; human resources; analysis of costs; sustainability.

Introducción

El Programa de Trabajo de Áreas Protegidas (PTAP) ha sido adoptado por más de cien países; entre ellos, Costa Rica. Durante la 7ª Conferencia de las Partes (COP-7) de la Convención de la Diversidad Biológica, se enfatizó la necesidad de asegurar la sostenibilidad financiera de los sistemas nacionales y regionales de áreas protegidas (Dudley et ál. 2005). La sostenibilidad financiera de un sistema de áreas protegidas tiene que

ver con la capacidad de asegurar suficientes recursos financieros de manera estable y a largo plazo, y de asignarlos a tiempo y en la forma apropiada, de modo que puedan cubrirse los costos (directos e indirectos) de las AP para asegurar su manejo efectivo y eficiente (Dudley et ál. 2005). Se requieren, entonces, no solo recursos financieros *per se*, sino también recursos técnicos y humanos asociados.

Costa Rica, como parte de las iniciativas dirigidas a la consolida-

ción de su sistema nacional de AP, ha realizado esfuerzos en la formulación de una estrategia financiera que garantice la sostenibilidad del sistema. Para ello, dentro de la estructura organizacional del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), se creó un equipo de trabajo dedicado exclusivamente a atender el tema financiero desde el punto de vista estratégico; asimismo, se ha tratado de asegurar que otros departamentos (planificación, cooperación y proyectos, dirección y

otras gerencias) atiendan este tema en su quehacer.

Bajo el marco del PTAP, en el año 2003 se empezó a diseñar un proceso que incluye el desarrollo y la implementación de una serie de instrumentos técnicos necesarios para fortalecer la sostenibilidad financiera de las AP del país. Esta iniciativa contó con el apoyo irrestricto del Ministro de Ambiente y Energía y de instituciones aliadas, como The Nature Conservancy (TNC) y el Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). Para el diseño de este proceso se consideraron las lecciones aprendidas de procesos anteriores; el punto de partida fueron las necesidades y vacíos financieros del sistema de AP, por las siguientes razones:

- a) Se desconocían las necesidades financieras de las AP, así como los costos reales de operación de cada AP.
- b) Era necesario contar con un sistema de información financiero que permitiera dar seguimiento a las inversiones y al cumplimiento de las necesidades financieras detectadas y reportadas por cada AP. Lo anterior también reflejaba la carencia de sistemas de información gerencial a nivel financiero, lo cual dificultaba la toma de decisiones.
- c) La cantidad de personal asignado a labores financiero-contables era insuficiente; o bien, el personal encargado en ocasiones no reunía las condiciones técnicas necesarias para realizar dichas labores.

La estrategia financiera del SINAC es parte de un proceso de acompañamiento en el tema de planificación sistemática de AP por parte de organizaciones no gubernamentales (ONG) involucradas, el cual se complementa con otros esfuerzos que fortalecen el sistema; entre ellos, el proceso de desconcen-

tración del SINAC, las iniciativas de identificación de vacíos en la representatividad ecológica en los ámbitos terrestres, aguas continentales y marino (conocido como Proyecto GRUAS II) y el Programa de Monitoreo Ecológico (PROMEC-CR), todas enmarcadas dentro del PTAP. El presente artículo tiene como principal objetivo presentar la experiencia del Sistema Nacional de Áreas de Conservación en la definición de una estrategia financiera, con el acompañamiento y asistencia técnica del TNC e INBio.

Creación de la estrategia financiera

El proceso de elaboración de la estrategia financiera se llevó a cabo en cuatro fases, tres de las cuales ya han finalizado y una se encuentra en ejecución. Tales fases están constituidas por los procesos y componentes detallados en la Fig. 1. A continuación se brinda el detalle del proceso de construcción de cada fase, así como los logros y resultados

más relevantes alcanzados en cada una de ellas.

Fase I: El plan de necesidades financieras

Esta fase se inició con el apoyo del INBio y TNC, con el objetivo de determinar el costo de las operaciones a nivel de área protegida y unidad operativa (UO)⁵. Se identificaron las necesidades de inversión requeridas para el cumplimiento de las actividades relacionadas con la gestión de las diferentes unidades operativas de cada AP; así, se definieron los recursos necesarios para la adquisición de tierras, construcción y mantenimiento de infraestructura, personal, equipo, vehículos y gastos operativos. Adicionalmente, se estimaron –por medio de los resultados de la evaluación de necesidades financieras a nivel de UO y AP– las necesidades de inversión en todo el SINAC (Fig. 2).

Como primer paso se recopiló información de los años 2004 a 2006 relacionada con las necesida-

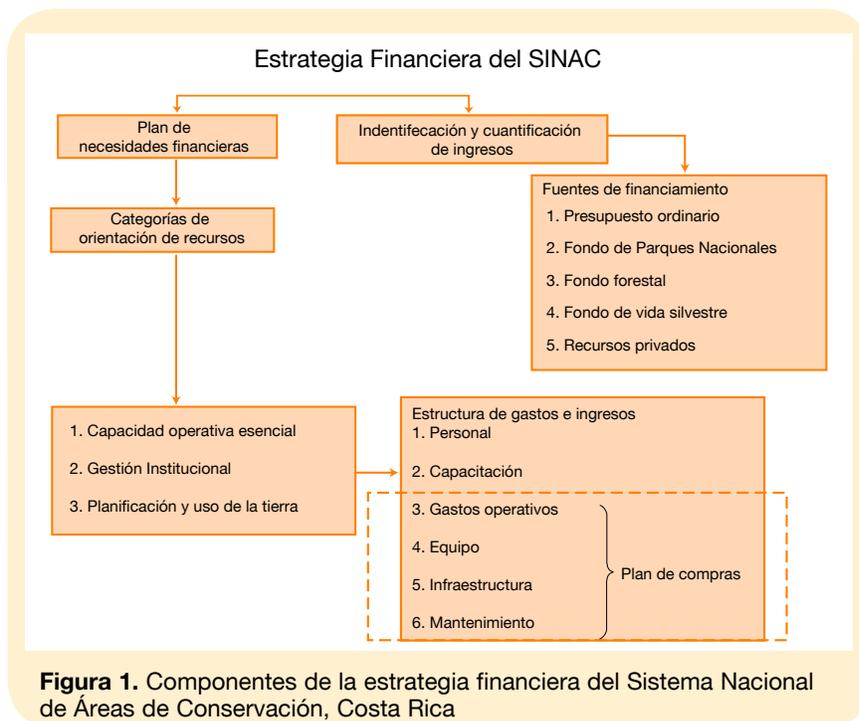


Figura 1. Componentes de la estrategia financiera del Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Costa Rica

5 Cada área de conservación está dividida en oficinas, departamentos, programas y/o gerencias. Esta división es heterogénea, dentro de la estructura organizativa del SINAC. Para efectos de este trabajo, la UO corresponde, entonces, a cualquiera de estas unidades.

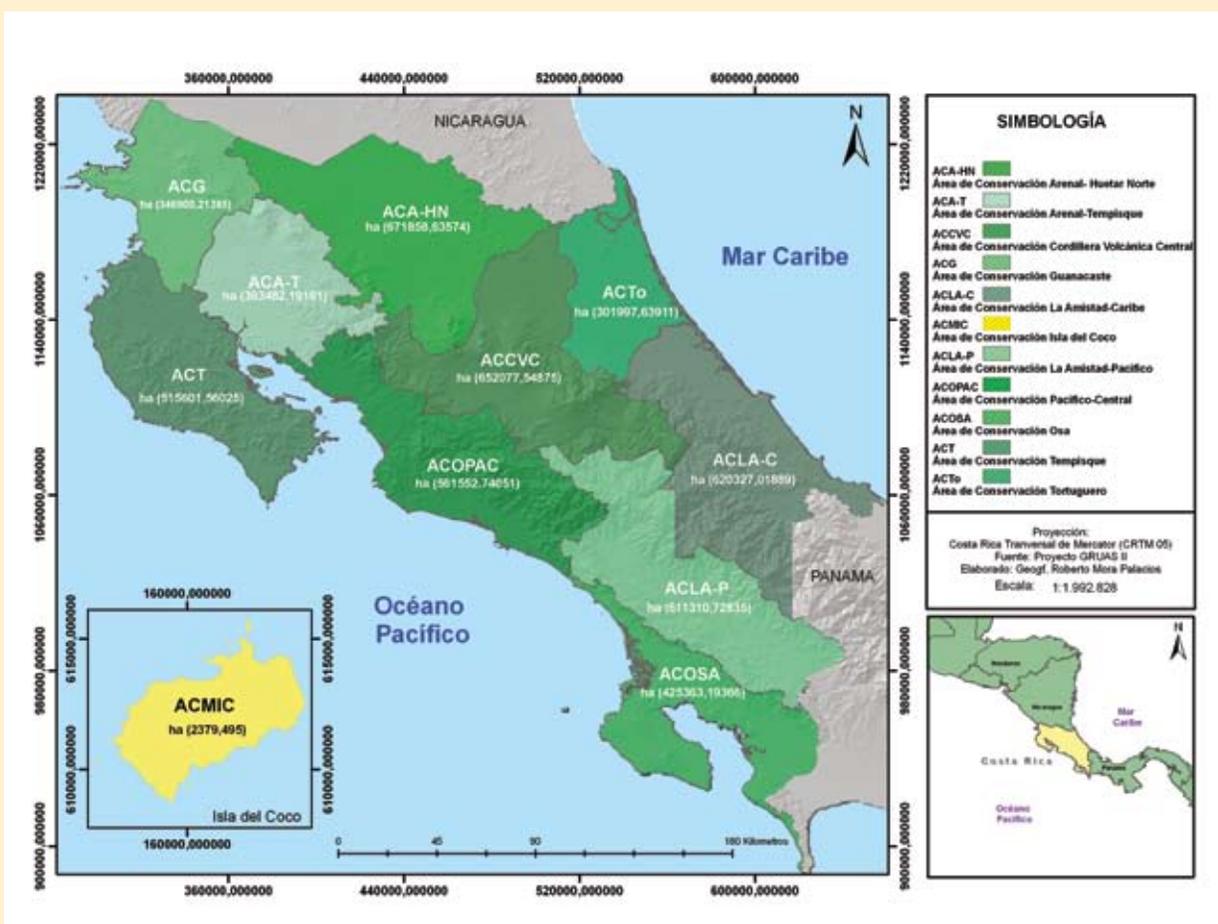


Figura 2. Áreas de conservación de Costa Rica

des financieras de 70 AP y 78 UO, para un total de 148 análisis de egresos financieros, denominados *planes financieros*. El alto número de AP y UO analizadas hace que la información tenga un alto grado de confiabilidad. La información fue recolectada en talleres participativos, por medio de una combinación de tablas diseñadas especialmente para la recopilación de las necesidades financieras. Estos instrumentos permitieron levantar la información referente a gastos de operación y necesidades de inversión. Los resultados de estos dos procesos ayudaron a identificar las necesidades financieras de cada una de las AP y, por lo tanto, de todo el SINAC

(Recuadro 1). Entre los logros de este proceso destacan los procedimientos de estandarización para la cuantificación de los costos operativos asociados. Anteriormente, o no se hacía un presupuesto, o se realizaba según el mejor conocimiento y experiencia de cada una de la AP o UO.

Fase II: Identificación y cuantificación de ingresos

Esta fase se llevó a cabo con el objetivo de identificar y caracterizar las distintas fuentes de financiamiento con que cuenta el sistema; los resultados y detalles de esta fase se pueden encontrar en MINAE-SINAC-TNC (2007a, 2007b). Desde el punto

de vista metodológico, se mantuvo el mismo enfoque de trabajo participativo utilizado en la fase anterior, mediante la realización de talleres de trabajo con funcionarios públicos para los 148 planes de necesidades preparados en la Fase I.

Según la realidad institucional, los ingresos se clasificaron en tres grandes categorías: 1) recursos provenientes del Estado costarricense (planillas); 2) recursos auto-generados (fondos especiales de parques nacionales, forestal y de vida silvestre); 3) otras fuentes de financiamiento (cooperación internacional, donaciones o fuentes privadas). En reuniones posteriores en cada AC, se recopiló, junto con los respectivos

funcionarios, la información de cada una de ellas. Así se logró cotejar la información contable que utilizaban las AP, en cuanto a los recursos provenientes del gobierno y los recursos auto-generados, con la información administrada por el SINAC. En general, la información que manejaban las AP era parcial (p.e. en algunas, la planilla no era considerada como parte de sus ingresos).

Para las otras fuentes de financiamiento identificadas, se logró recuperar información que hasta la fecha estaba dispersa en las AC. Por ejemplo, durante la fase de recopilación de la información en las AP se identificaron ingresos provenientes de más de cien convenios de cooperación nacional o internacional que no habían sido debidamente reportados a las oficinas centrales del SINAC. Además del inventario de los ingresos reales del Sistema, se identificó la forma en que se están administrando los recursos auto-generados mediante fondos especiales. Muchos de estos recursos no llegan a los destinos para los cuales fueron creados. Este estudio permitió conocer las principales barreras para cada una de las fuentes de financiamiento analizadas, las cuales tienen que ver con los excesivos trámites burocráticos, la ausencia de sistemas de información contable, la aplicación errónea de la normativa y la distribución no equitativa de los recursos debido a la falta de procedimientos adecuados. Para solventar estos problemas, se ideó un plan específico de acción que permita mejorar la normativa vigente y agilizar la recaudación de impuestos contemplados en los ingresos auto-generados.

Otro de los logros de la estrategia financiera ha sido mejorar el acceso de los funcionarios del SINAC a la información financiera generada por las fases I a III (necesidades, ingresos y brechas). Para ello se han produci-

Recuadro 1 Necesidades financieras identificadas

Se obtuvo un promedio anual de US\$36 millones en necesidades divididas en los siguientes rubros de gastos:

- Personal
- Capacitación de funcionarios
- Gastos de operación
- Adquisición de equipo, infraestructura y mantenimiento de los mismos

De estos rubros, el de mayor peso fue el salario de los funcionarios y gastos de personal (48% del total de las necesidades). En este proceso, se incluyeron únicamente las necesidades para operar eficientemente las AP, sin considerar la información relacionada con la compra de tierras.

Fuente: MINAE-SINAC-TNC (2005)

do documentos impresos y una base de datos de consulta, la cual puede ser accesada en línea. Con ello se busca mejorar la transparencia institucional en el manejo de los fondos públicos, generar una mayor cultura de información, incrementar el acceso a datos financieros oportunos y confiables para la toma de decisiones y mejorar la gestión administrativa financiera. Adicionalmente, se han desarrollado sistemas de información que permiten articular los planes operativos anuales de las AP con el presupuesto general institucional, así como una herramienta para la proyección de ingresos. Estas herramientas han permitido el mejoramiento en la elaboración de los presupuestos y facilitado la respectiva aprobación de los presupuestos por parte de la Contraloría General de la República.

Durante la fase de cuantificación de ingresos se identificó la necesidad de ajustar las tarifas de ingreso a las AP. Estas tarifas no se actualizaban desde el año 2002; durante estos años, la realidad socioeconómica del país ha cambiado y la inflación acumulada fue de 46% para un perio-

do de cuatro años, según el IPC. SINAC y TNC, en colaboración con el CATIE, realizaron un estudio para determinar las nuevas tarifas de las ASP ((MINAE-SINAC-TNC (2007a, 2007b)). Mediante una metodología participativa, se definieron los objetivos de cada AP junto con todos los actores involucrados (administradores de parques nacionales, operadores de paseos turísticos, miembros de comunidades aledañas). A manera de ensayo, esta nueva metodología de estimación de tarifas se implementó en el Parque Nacional Braulio Carrillo, Sector Barva y en el Parque Nacional Chirripó; en ambos sitios se logró un alto nivel de compromiso de los funcionarios. Los resultados generados con este estudio fueron utilizados para el ajuste de las tarifas. Este aumento significará, según la proyección de ingresos, un aumento del 60% en este rubro, para un total estimado de US\$7.447.745,38⁶. Con estos ingresos se podrá financiar los costos de 67 funcionarios del Área de Conservación Osa que no contaban con esa seguridad financiera anteriormente.

⁶ US\$1=¢500,59, según tipo de cambio del 10 de febrero del 2008.

Fase III: Análisis de las brechas financieras

Al obtener los resultados de las fases I y II, la identificación y análisis de las brechas financieras puede considerarse como un proceso mecánico que implica, simplemente, un balance para identificar el déficit (o superávit) para cubrir las necesidades operativas (i.e. ingresos menos egresos). No obstante, también fue posible identificar paralelamente vacíos de carácter institucional que han afectado el financiamiento efectivo de las AP durante muchos años. Por ejemplo, se identificó una inadecuada distribución del recurso humano para cumplir con las funciones de las AP y la falta de capacidades en temas gerenciales en varios niveles organizacionales, entre otros.

Fase IV: Mecanismos de financiamiento a largo plazo

Esta fase abarca, básicamente, la elaboración y establecimiento de un plan de trabajo generado durante un taller de trabajo con las 11 AC y el nivel central. El plan de trabajo incluye mecanismos de financiamiento a corto, mediano y largo plazo, que se plasman en el documento junto con los objetivos, ejes estratégicos y su respectivo plan de acción (Fig. 3). Los ejes estratégicos definidos por el SINAC para lograr la sostenibilidad financiera a largo plazo están conformados por acciones específicas que actualmente se encuentran en ejecución. Como primer paso se creó una comisión de trabajo conformada por funcionarios de las AC, dirección del SINAC y funcionarios de TNC, con el fin de mantener el apoyo y continuidad del proceso en cuanto a las líneas estratégicas definidas.

Uno de los logros alcanzados en esta fase fue la apertura de una cuenta corriente en un banco estatal, con el fin de que los ingresos por concepto del timbre de parques nacionales y de vida silvestre (segundo ingreso más importante para el

Fondo de Parques Nacionales) se acrediten a la cuenta del SINAC y puedan ser debidamente contabilizados. Anteriormente, estos fondos eran transferidos al Banco Central de Costa Rica, que luego los depositaba en una de las cuentas del SINAC. Esto tenía dos consecuencias negativas para el Sistema: por un lado, se imposibilitaba la adecuada contabilización, pues el Banco reportaba sólo la transferencia sin ningún detalle ni diferenciación en lo recaudado con cada timbre por separado y, por otro lado, el porcentaje de comisión por transferencias era muy alto (con el nuevo sistema se redujo en un 6,5%).

Otros logros alcanzados en esta fase tienen que ver con el impacto que la actualización de tarifas por la entrada a las AP ha tenido en el presupuesto del SINAC, el cual se incrementó en aproximadamente US\$2 millones en el último año. Adicionalmente, se contabilizaron recursos ociosos dentro de las cuentas del SINAC que ascendieron a US\$2,7 millones en los últimos tres años. Al ingresarse estos recursos

en la contabilidad del SINAC, se podrán presupuestar para cubrir diferentes necesidades operativas del Sistema.

Esta fase aún no ha culminado y permanece en constante retroalimentación por parte de los miembros de la comisión de trabajo. Una vez implementado el plan de acción, deberá evaluarse su impacto y efectividad, con el fin de definir nuevas líneas estratégicas, establecer prioridades, o corregir o eliminar algunas de ellas, según sea el caso.

Conclusiones y lecciones aprendidas

Durante todo este proceso de diseño de una estrategia financiera, el SINAC ha contado con la asistencia técnica directa de uno o dos funcionarios de TNC, destacados temporalmente en las oficinas del SINAC. Tal participación ha sido un elemento clave para el éxito de esta iniciativa. El proceso goza de una alta credibilidad por su carácter participativo, ya que se ha tomado en cuenta a las diferentes partes involucradas en todas sus fases. Esto ha

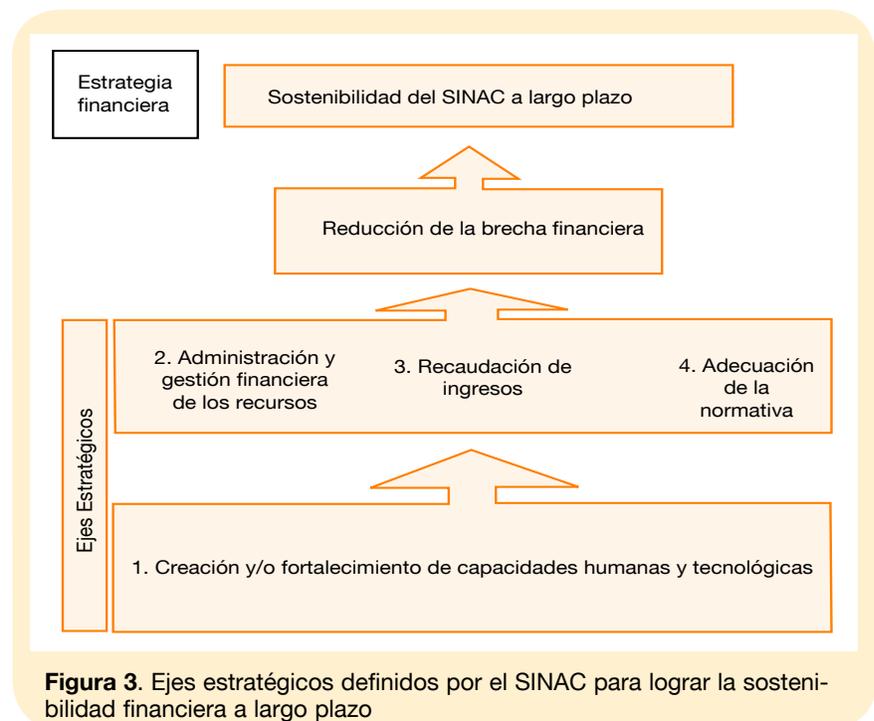


Figura 3. Ejes estratégicos definidos por el SINAC para lograr la sostenibilidad financiera a largo plazo



Foto: TNC.

La sostenibilidad financiera del SINAC pretende asegurar suficientes recursos financieros de manera estable y a largo plazo, a tiempo y apropiadamente, de modo que puedan cubrirse los costos de las AP para asegurar su manejo efectivo y eficiente

ayudado en la institucionalización de la Estrategia Financiera dentro del SINAC y lo ha proyectado como un estudio de caso a replicar en otros países que también tienen compromisos de trabajo en áreas protegidas, en el marco de la Convención de Diversidad Biológica.

La Estrategia no ha sido un proceso de fases consecutivas en el tiempo; más bien, el conocimiento adquirido sobre la marcha ha permitido corregir y mejorar esquemas de trabajo y generar las herramientas adecuadas para la toma de decisiones dentro del SINAC. En este sentido, el aporte técnico y finan-

ciero del TNC ha sido fundamental para la implementación de sistemas informáticos en el área financiera, así como la creación, modificación o actualización de procedimientos, reglamentos y leyes que afectan la gestión de las finanzas institucionales. El hecho de contar con un estudio exhaustivo sobre planificación financiera a nivel de sistema de áreas protegidas coloca al país en una posición ventajosa, lo cual ha servido para apalancar estudios adicionales sobre el tema y destinar mayor cantidad de recursos (locales o internacionales) al control y protección de las AP del país. 🌿

Agradecimientos

Este proceso ha sido posible gracias a la voluntad y esfuerzo por parte del SINAC, al apoyo del TNC-Costa Rica, PROARCA-APM, INBio y Conservación Internacional.

Un agradecimiento muy especial a todos los funcionarios que participaron en las reuniones de trabajo; la información que ofrecieron fue clave para este proceso. A Daniela Lizano por la sistematización de la información de esta experiencia. El sustento financiero fue gracias a los aportes de TNC y SINAC.

Literatura citada⁷

- Dudley, N; Mulongoy, K; Cohen, S; Stolton, S; Barber, CV; Babu Gidda, S. 2007. Towards effective protected area systems: An action guide to implement the Convention on Biological Diversity Programme of Work of Protected Areas. Montreal, CA, Secretariat of the CBD. Technical Series no. 18. 108 p.
- MINAE (Ministerio del Ambiente y Energía de Costa Rica); SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación); TNC (The Nature Conservancy). 2005. Estrategia financiera del Sistema de Áreas de Conservación de Costa Rica. Fase I: plan de necesidades financieras 2004-2006. San José, CR.
- _____. 2007a. Análisis de la administración de los ingresos del Sistema Nacional de Áreas de Conservación. San José, CR. 57 p.
- _____. 2007b. Fase 2-3: identificación y cuantificación de ingresos, análisis de brechas financieras 2004-2006. San José, CR. 91 p.

⁷ Disponible en <http://www.tncinfocostarica.net>

Experiencias y retos del manejo forestal comunitario en América Tropical¹

Benno Pokorny², César Sabogal³, Wil de Jong⁴, Dietmar Stoian⁵, Bastiaan Louman⁶, Pablo Pacheco⁷, Noemi Porro⁸

No existe en la región una alternativa para el manejo de los bosques en manos de las poblaciones locales que garantice su contribución al desarrollo rural y genere beneficios de largo plazo. Para la transición a una reconcepción del MFC que apunte a fortalecer las capacidades de autogestión y uso integral de los recursos del bosque, es crucial desarrollar una nueva actitud de mutuo respeto, de valoración y aceptación de las culturas, las necesidades y las capacidades de las poblaciones locales como base para la creación de un ambiente de mayor confianza entre los actores. Se requiere un proceso de educación política de todas las partes involucradas y de movilización social para lograr un entendimiento de la realidad como base para la acción. También es indispensable la construcción participativa de una visión sobre el futuro de la región, incluyendo una evaluación más realista del papel de los bosques para lograr el desarrollo sostenible.



Foto: CATIE.

¹ Basado en Sabogal et ál. (2008)
² Investigador-Profesor del Instituto de Silvicultura. Universidad de Freiburg. Freiburg, Alemania. benno.pokorny@waldbau.uni-freiburg.de
³ Investigador Asociado del Centro Internacional de Investigación Forestal (CIFOR). Belém, Brasil. c.sabogal@cgiar
⁴ Investigador del Centro para los Estudios Integrados de Áreas, Universidad de Kyoto, Japón. wdejong@cias.kyoto-u.ac.jp
⁵ Investigador-Profesor del CATIE. Turrialba, Costa Rica. stoian@catie.ac.cr
⁶ Investigador-Profesor, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. blouman@catie.ac.cr
⁷ Investigador del CIFOR. La Paz, Bolivia. p.pacheco@cgiar.org
⁸ Consultora independiente. Belém, Brasil. noemip@uol.com.br

Resumen

En este artículo se resumen los principales hallazgos del libro *"Manejo forestal comunitario en América tropical: experiencias, lecciones aprendidas y retos para el futuro"*, fruto de la colaboración entre un grupo de investigadores con amplia experiencia en el MFC en América Latina. Los pueblos y comunidades locales en las regiones rurales de América Latina son los usuarios tradicionales de grandes áreas de bosques. En vista del avance de la frontera agrícola y de la degradación de bosques por usos inapropiados, el MFC se perfila como una de las opciones más promisorias para alcanzar la doble meta de mejorar el bienestar de las poblaciones locales y conservar los bosques. El MFC, de la forma como actualmente es promovido en la región, se caracteriza por cuatro criterios: la legalidad, la aplicación de prácticas de impacto reducido, la comercialización en mercados no locales y los programas de asistencia técnica y capacitación. A pesar de avances en el marco legal e institucional y ajustes en las estrategias de acompañamiento, casi todos los proyectos de MFC enfrentan importantes retos y dependen de los apoyos externos. La evidente falta de compatibilidad del MFC con la realidad de las poblaciones locales muestra que una verdadera promoción del uso forestal por comunidades pasa por un cambio fuerte del paradigma: hay que abandonar los enfoques definidos externamente y adoptar estrategias que provean condiciones para que las comunidades desarrollen sus propias ideas. Así, en vez de que los actores locales se adapten al concepto del MFC, más bien se debieran evaluar las posibilidades de adaptar el MFC a los intereses y capacidades de los usuarios forestales.

Palabras claves: desarrollo rural, conservación de bosques, América Latina, asistencia técnica, pequeños productores, comunidades.

Summary

Experiences and challenges of communitarian forest management in Tropical America.

This paper summarizes the main findings of *"Communitarian forest management in Tropical America: Experiences, lessons and challenges for the future"*, jointly produced by a group of researchers closely related to CFM in Latin America. Local peoples and communities in rural Latin America are the traditional users of extended areas of forests. Due to the advance of the agricultural frontier and forest degradation for inappropriate use, CFM is seen as a promising option to get a double goal: improve human welfare of local populations, and conserve forests. In the way it is presently promoted, CFM is based on four keystones: legality, reduced impact practices, commercialization in non-local markets, and technical assistance and training. In spite of positive results related to legal and institutional frameworks and joining strategies, almost all the CFM projects confront serious challenges and depend upon external aid. The evident lack of connection between CFM and the actual conditions of local populations proves that forest use by communities requires a strong change of paradigm: externally defined models are to be abandoned, and strategies to help communities to develop their own ideas are to be promoted. So, instead of local stakeholders adapting themselves to CFM, CFM should be adapted to local interests and capacities.

Keywords: rural development, forest conservation, Latin America, technical assistance, small producers, communities.

Introducción

La mayoría de los pueblos y comunidades locales en las regiones rurales de América Latina son los usuarios tradicionales de grandes áreas de bosques, aunque no todos ellos cuentan con los derechos formales. A menudo compiten por las tierras y bosques con otros actores, como ganaderos, agricultores en gran escala, empresarios y madereros, así como agentes de proyectos de infraestructura (carreteras, represas). El avance de la frontera agrícola, que en América Latina se caracteriza por la conversión de bosques a otros usos del suelo y por la acumulación de tierras en pocas manos, tiende a generar procesos de degradación ambiental y migración rural. Además, las poblaciones locales tienden a practicar una agricultura de pequeña escala que a menudo se realiza a expensas de los bosques primarios. Ante esta situación, el *manejo forestal comunitario* (MFC) se presenta como una de las opciones más promisorias para alcanzar el bienestar de las poblaciones locales y la conservación de los bosques y sus servicios ambientales. Con el proceso de formalización de derechos sobre los bosques a los pueblos indígenas, comunidades tradicionales y pequeños productores, el MFC es visto como una opción para contribuir a mejorar el ingreso de los usuarios locales del bosque y, de esta forma, motivarlos a valorizar y conservar los recursos forestales (Tomich et ál. 2005).

El MFC, como elemento de las estrategias para el desarrollo rural, tiene una trayectoria más larga en ciertos países –como en algunas zonas de México– y en otros casos se encuentra en su fase inicial –como en varias zonas de la Cuenca Amazónica. Entretanto, a pesar de los esfuerzos realizados por promover el MFC, aún no sabemos bajo cuáles condiciones el MFC cumple con las expectativas señaladas. En

la actualidad, se observa una situación en la cual varias agencias y organizaciones nacionales e internacionales promueven el MFC a través de programas, proyectos y reformas legales e institucionales, en tanto que otros actores señalan diversas dificultades y reclaman la necesidad de cambios profundos en las intervenciones para el desarrollo del MFC (Pokorny y Johnson 2008). A pesar del gran número de iniciativas de MFC (ITTO 2007), todavía hace falta una sistematización de las lecciones aprendidas, como base para ajustar y optimizar las estrategias que permitan asegurar a las poblaciones locales un uso duradero de sus bosques, de manera que contribuya efectivamente al desarrollo sostenible de la región. En vista de los retos que enfrenta el MFC en América Latina, un grupo de investigadores y profesionales vinculados con iniciativas de desarrollo rural realizó un análisis de las trayectorias, realidades actuales y escenarios futuros del MFC en la región, a fin de contribuir al diseño de estrategias que promuevan un uso forestal apropiado por parte de las poblaciones locales. Los resultados de esta colaboración fueron compilados en un libro titulado *Manejo forestal comunitario en América tropical: Experiencias, lecciones aprendidas y retos para el futuro* (Sabogal et ál. 2008).

Contexto, trayectoria y dimensiones del manejo forestal comunitario

Contexto general

A nivel mundial, los medios de vida de más de un billón de personas dependen directa o indirectamente del bosque (Banco Mundial 2004). El bosque es también el ambiente en el que se mantiene una amplia diversidad de plantas y animales y juega un papel importante en el cambio climático, entre otros servicios. Al mismo tiempo, en los países tropicales las comunidades dependen-

tes del bosque presentan índices de pobreza más elevados en comparación con las áreas urbanas o rurales más favorecidas (Poole 2004). En América Latina, aproximadamente 25 millones de personas viven en regiones boscosas: 12 millones, principalmente indígenas en México; 10 millones, alrededor de un millón indígenas, en la Amazonía y 3 millones en Centroamérica (Kaimowitz 2002). En la actualidad, las comunidades dependientes del bosque están adquiriendo derechos de propiedad o de usufructo otorgados por el estado sobre más de 150 millones de hectáreas (White y Martin 2002), equivalentes a un 16% de la superficie forestal en la región, y 70% en México (Kaimowitz 2002).

Alrededor de un millón de personas tienen empleo en el sector forestal; solo en Brasil, unas 50.000 personas se dedican a la extracción y procesamiento de la castaña (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl.) (Stoian 2005) y unas 300.000 a actividades similares con la palma de babaçú (*Orbignya phalerata* Mart.) (Kaimowitz 2002). No obstante, sólo un número reducido de comunidades se han integrado a las cadenas productivas nacionales e internacionales de productos forestales maderables y no maderables. Prevalece el uso del bosque con fines de subsistencia y de transacciones locales que se viene dando desde tiempos inmemoriales. La extracción de madera y, a menudo mucho más importante, de productos no maderables ha contribuido a satisfacer las necesidades básicas de las poblaciones locales, incluyendo el suministro de alimentos silvestres (de la flora y fauna), fibras, colorantes, plantas medicinales, leña y madera de construcción para usos domésticos. Por lo tanto, sorprende la relativa poca atención que se ha prestado al papel de los bosques y de las comunidades dependientes de ellos en las estrategias para la reducción de la pobreza rural.

Esa omisión es aún más preocupante si se considera que como resultado de la implementación de un *modelo neoliberal* de desarrollo desde inicios de la década de 1980, en la mayoría de los países latinoamericanos el estado ha adoptado un papel más pasivo y se ha dado prioridad al mercado como la fuerza principal de las transformaciones económicas (Neumann 2006). Esto ha agravado la de por sí débil presencia del estado en las zonas boscosas de la región y, en gran medida, ha favorecido la acumulación de la tierra y de los recursos forestales en manos de la forestería comercial empresarial, los ganaderos, la agroindustria y las empresas explotadoras de minerales y de otras riquezas del bosque. Como resultado de estas políticas y de otros factores, la deforestación ha continuado avanzando en los países tropicales, lo que pone en riesgo los medios de vida de un 15% de la población mundial (Kanninen et ál. 2007).

Definición de manejo forestal comunitario

En América Latina, como en otras partes del mundo, el MFC ha surgido como una opción promisoriosa para resolver el gran dilema del desarrollo rural, al conciliar el desarrollo económico con la conservación de los recursos naturales. No obstante, el término MFC ha sido usado de maneras muy distintas en contextos bastante diversos. Particularmente, existen diferencias en la comprensión sobre el tipo de aprovechamiento del bosque y sus finalidades, la relación con los mercados y el marco legal, el nivel de organización interna y el tipo de propiedad formal o no formal.

En una primera aproximación, el MFC se puede definir de manera indirecta mediante todas aquellas actividades forestales que *no* hacen parte del mismo. Entonces, considerando el MFC en su sentido más amplio, el término *excluye* las

actividades forestales de empresas unipersonales en bosques que son propiedad legal del estado o propiedad privada de un ente con personería jurídica. El MFC, tal como ha sido promovido en la región, también difiere del uso tradicional de los bosques por las poblaciones locales. Este último se refiere a las prácticas forestales de las comunidades originarias del bosque, generalmente con fines de subsistencia o comercialización local y sin mayor intervención por actores externos. Entretanto, según el análisis de las experiencias de MFC en América Latina, el MFC se distingue por las siguientes cinco características:

1) *Legalidad del uso forestal*: el aprovechamiento forestal debe estar en plena conformidad con la legislación, incluyendo la formalización del derecho para el uso forestal, la elaboración de planes de manejo (si así es requerido), la autorización de los planes por las autoridades gubernamentales y su debida inspección en el campo. En este sentido, el MFC obliga

a los actores locales a salir de su realidad informal y formalizar su uso forestal, según las normas y los reglamentos establecidos por las autoridades estatales.

2) *Participación local en la delimitación de las áreas de manejo*: aunque el uso del bosque puede ser individual, grupal o comunal, la comunidad decide según sus niveles jerárquicos tradicionales o consensuados sobre qué parte del bosque debe considerarse para el plano de manejo y quiénes pueden utilizar qué parte del bosque.

3) *Aplicación de prácticas de aprovechamiento de impacto reducido (AIR)*: las prácticas AIR, inicialmente desarrolladas para la extracción mecanizada de madera en gran escala, buscan minimizar el impacto de la extracción de madera sobre los bosques e incluyen sistemas de monitoreo de la dinámica forestal para determinar el volumen del aprovechamiento sostenible. Los productos forestales no maderables raras veces tienen normas de aprovechamiento definidas.



Foto: CATIE.

En América Latina aproximadamente 25 millones de personas viven en regiones boscosas

4) *Comercialización de los productos forestales en mercados no locales*: generalmente, las iniciativas de MFC se orientan a una comercialización de los productos forestales en mercados nacionales e internacionales. Estos mercados tienden a ofrecer precios más atractivos en comparación con los mercados locales abastecidos tradicionalmente, pero también son más exigentes en términos de volúmenes, calidad y modalidades de entrega. En este sentido, la existencia de una demanda de consumidores nacionales e internacionales es una pre-condición para el éxito del MFC.

5) *Programas de asistencia técnica y capacitación*: el manejo forestal en las condiciones expuestas arriba requiere de las comunidades conocimientos técnicos, gerenciales y financieros que no necesariamente están a su disposición. De esta manera, implica la introducción de un paquete técnico-gerencial del MFC por agencias de extensión en proyectos u otras iniciativas de desarrollo. La asistencia técnica y la capacitación son financiadas generalmente por donantes internacionales e implementadas por ONG y, aunque en menor escala, por agencias estatales.

En el contexto de este artículo, entendemos el MFC como una forma del uso forestal comunitario que excluye a empresas corporativas o unipersonales y que va encaminado hacia el cumplimiento de los cinco criterios arriba mencionados, con el fin de lograr dos objetivos principales: 1) mejorar el bienestar de los pobladores en caseríos, asentamientos, comunidades campesinas o indígenas, y 2) contribuir a la conservación de los bosques para asegurar los servicios que estos proporcionan. En este sentido, los beneficios esperados del MFC no sólo son para los pobladores locales, sino también para los pobladores río abajo en las cuencas, que se bene-

fician del efecto regulador de los bosques, así como para la población mundial que se beneficia del secuestro de carbono y de la conservación de la biodiversidad, incluyendo los grupos que valoran la fauna silvestre y la belleza escénica de los bosques (ver p.e. MEA 2005).

Evolución del manejo forestal comunitario

La trayectoria del MFC en América Latina ha sido influenciada por los cambios en los enfoques del desarrollo forestal en general y en los países tropicales en particular. Se puede identificar una evolución del MFC en línea con los enfoques generales para el desarrollo forestal, a lo largo de cinco fases: años 1960: crecimiento económico ligado al crecimiento industrial, con énfasis en grandes empresas; años 1970: promoción de exportaciones con énfasis en grandes empresas; años 1980: reforestación y satisfacción de necesidades básicas; años 1990: desarrollo sostenible; años 2000: reducción de la pobreza y multifuncionalidad de los bosques.

Estas fases también se manifestaron en la forma como se condujo el MFC. No fue sino hasta los años 1980 que el MFC surgió como estrategia importante de las agencias de desarrollo, primero en el marco de programas de reforestación y luego en el marco del *manejo y conservación de los bosques naturales, primarios o secundarios*. En el contexto de este proceso, la *reforestación*, que anteriormente se basaba en el cultivo de árboles en tierras agrícolas y plantaciones de rápido crecimiento, no sólo perdió importancia sino que fue reinterpretada como rehabilitación de tierras degradadas, agroforestería o producción forestal asociativa entre empresas y agricultores. El cambio del enfoque hacia los bosques naturales coincidió con la creciente preocupación a nivel mundial por la deforestación tropical y una mayor conciencia de que los

pobladores rurales ocupaban partes significativas de los bosques tropicales, sobre los cuales reclamaban derechos. En los años 1990 surgió el paradigma del desarrollo sostenible y el enfoque de *medios de vida*, los cuales proporcionaron marcos más integrales para el desarrollo rural (ver p.e. Chambers y Conway 1991, Bebbington 1999, DFID 1999, WFP 2001). Estos enfoques más integrales se reflejaron, entre otras cosas, en un resurgimiento del interés por el *aprovechamiento de los productos forestales no maderables* (PFNM) como alternativa a la deforestación, con el fin de generar ingresos locales y lograr objetivos de conservación forestal. Este “neo-extractivismo” resultó en numerosas iniciativas para promocionar la extracción y comercialización de PFNM en el marco de proyectos integrados de conservación y desarrollo (Anderson et ál. 1994, Lescure 2000, Homma 1992).

Ya desde los años 1980 se buscaba promover la *extracción sostenible de madera* por las comunidades. Sin embargo, las primeras experiencias en proyectos piloto enfocados en la transferencia de tecnologías de AIR revelaron la ausencia de mecanismos comunales viables para cumplir con los requerimientos técnicos, gerenciales y financieros y la resolución de conflictos. En este contexto surgió el entendimiento de que la promoción del MFC requiere de la incorporación de estrategias para el fortalecimiento de la organización social de los productores. En particular, se consideró importante fortalecer la capacidad de autogestión, prestando asesoramiento en los procesos de organización, planificación, ejecución y evaluación (Holt-Giménez 1996).

En la actual década de los 2000, casi todas las iniciativas de desarrollo han tenido que hacer visibles sus aportes a las Metas del Milenio, ante todo en relación con la reducción de la pobreza. Se ha puesto énfasis en el desarrollo económico local para la mayor generación de empleos



Foto: CATIE.

La deforestación que ha continuado avanzando en los países tropicales, pone en riesgo los medios de vida de un 15% de la población mundial

e ingresos, con *enfoque de cadena productiva* (Gibbon 2000, Kaplinsky y Morris 2001, Stoian y Donovan 2004). Este concepto representa la articulación de todos los eslabones, desde la producción primaria, pasando por diferentes niveles de transformación e intermediación, hasta el consumo final, acompañado por los proveedores de servicios (técnicos, empresariales y financieros) de la cadena. En este contexto, el concepto de fortalecimiento organizacional fue ampliándose hasta incluir la organización empresarial de los pobladores forestales y su profesionalización, en el marco de *empresas forestales comunitarias*.

Paralelo a los procesos antes descritos, se han dado cambios importantes relacionados con la gobernanza forestal. Durante la década de 1980, influido por la presión de los movimientos sociales, surgió el interés desde los gobiernos por la *devolución de los derechos formales sobre las tierras forestales* a los habitantes originarios, tanto pueblos indígenas como comunidades tradicionales y extractivistas. En consecuencia, en los años 1990 surgieron reformas para el reconocimiento de

la propiedad sobre tierras y bosques en muchos de los países con bosques tropicales. En 1996 en Bolivia, por ejemplo, se creó la modalidad de tierras comunitarias de origen (TCO) y una ley de reforma agraria que reconoce propiedades comunales de hasta 500 ha por familia; en Perú se empezó a titular áreas extensas de tierras forestales a nombre de las comunidades nativas a partir de 1990 (Chirif y García Hierro 2007), y en Brasil se instauró la modalidad de las reservas extractivistas (RESEX) junto con varias otras formas de gestión que reconocen los derechos propietarios locales. Directamente relacionadas con estos procesos, surgieron iniciativas de *manejo colaborativo* (Fisher 1995, Buck et ál. 2001) enfocando en la coordinación entre los usuarios locales de bosques, en muchos casos los propietarios, y las autoridades estatales que tienen como responsabilidad garantizar los beneficios de los bosques que la sociedad demanda. Las propuestas de manejo colaborativo consideran reglas que rigen el aprovechamiento forestal, incluyendo además aspectos de seguridad jurídica y la búsqueda de opciones de ingreso.

Otro aspecto importante es la *descentralización* de responsabilidades y decisiones desde el gobierno central hacia los municipios y/o gobiernos regionales, aunque este proceso pocas veces ha sido acompañado por una mayor asignación de recursos financieros y/o fortalecimiento de las capacidades técnicas de los gobiernos municipales. Entretanto, han surgido nuevas relaciones de poder en la gestión forestal, con variados impactos sobre los recursos forestales y el bienestar de las poblaciones que dependen del bosque (Larson et ál. 2006, Pacheco 2003, Toni y Kaimowitz 2003).

Diversidad del manejo forestal comunitario

América Latina es muy diversa en ecosistemas, culturas y contextos socioeconómicos (Galloway et ál. 2005), lo que se ve reflejado en una amplitud de iniciativas de MFC que, aparte de su ubicación, difieren en las siguientes características:

1. Los actores: el término comunitario engloba una gran diversidad de comunidades y actores correspondientes, incluyendo comunidades indígenas o nativas, comunidades

campesinas, comunidades tradicionales, asentamientos de colonos, poblaciones ribereñas y pequeños agricultores o finqueros en general. También implica el reconocimiento de actores diferentes dentro de una comunidad, no todos necesariamente interesados en trabajar la parte forestal.

2. Tamaño de los grupos y áreas de manejo: estos van desde el manejo familiar o individual de lotes de hasta 500 ha dentro de áreas comunales (en el norte de Bolivia), hasta el manejo en concesiones o territorios comunales de más de un millón de hectáreas por organizaciones comunitarias (indígenas *kayapó* de Brasil).

3. Derechos sobre los recursos: existen situaciones (p.e. en México, Bolivia, Perú y Brasil) donde las tierras están tituladas a nombre de las comunidades, o a nombre de productores individuales, como en Brasil. Sin embargo, en muchos otros lugares, el bosque sigue todavía siendo propiedad del estado que otorga derechos de usufructo a las comunidades en forma de reserva extractivista, concesión comunitaria o territorio.

4. Motivación: rara vez la conservación de los recursos naturales fue la motivación principal de las comunidades para participar en iniciativas de MFC. Sobre todo en la Amazonia, donde los grupos indígenas y campesinos hasta los años 1980 tenían muy poco acceso a los derechos formales sobre el uso del bosque, el MFC fue percibido como una forma para obtener reconocimiento de derechos territoriales y recursos. En los casos donde las comunidades tenían derechos reconocidos, el renovado interés por el MFC fue más que todo por razones económicas y la asistencia técnica y capacitación que brindaban las organizaciones promotoras del MFC.

5. Formas adoptadas de la toma de decisiones: generalmente, el MFC se limita a las figuras legales reconocidas por la legislación nacional, en relación con el otorgamiento de derechos de propiedad o usufructo (p.e. asociación, cooperativa, sociedad anónima). Muchas de estas formas prevén un sistema de gobernanza con la asamblea general como máximo órgano para tomar decisiones estratégicas y de fondo, y diferentes formas para la delegación de responsabilidades sobre el manejo forestal, tales como juntas directivas, gerentes o administradores, comités.

6. Importancia del manejo forestal dentro de la economía local: el manejo forestal puede ser la principal actividad económica, sea para la producción de productos de madera (en pie, en troza, aserrada en el bosque) o de productos no maderables (p.e. castaña, xate). En la mayoría de los casos, sin embargo, es una entre varias actividades productivas, incluyendo la agricultura, ganadería, pesquería o artesanía, cada una de las cuales abarca un rango amplio de importancia relativa dentro de las economías locales.

7. Integración a las cadenas productivas: los actores locales se insertan en múltiples formas en las cadenas de valor forestal. Mientras que algunas comunidades venden madera en pie, otras venden madera en rollo, madera aserrada (en el bosque o en patio), e incluso otras han incursionado en el desarrollo de productos de transformación secundaria (p.e. muebles). Además de esta diferenciación en el grado de integración vertical, existe una serie de arreglos institucionales entre las comunidades y empresas privadas, también para el procesamiento y la comercialización de los productos no maderables.

8. Forma de comercialización: el acceso al mercado es un punto

importante que afecta las demandas sobre la organización y las capacidades de las comunidades. El mercado internacional es generalmente más exigente en términos de volúmenes, calidad de producto y plazos de entrega. Por otro lado, ofrece oportunidades de mejores precios que el mercado nacional y de nichos de mercado, lo que puede motivar a las comunidades a buscar la certificación forestal. Hay comunidades que trabajan por medio de habilitadores, con contratos de compra-venta, a veces orales y generalmente poco ventajosos para las comunidades. Otras tienen su propia organización empresarial para la comercialización, o son miembros de asociaciones o han forjado alianzas estratégicas que facilitan la comercialización.

9. Forma e intensidad de la asistencia recibida: muchas de las principales diferencias entre las iniciativas de MFC se pueden explicar por la calidad e intensidad de la asistencia recibida por las agencias de desarrollo, incluyendo ONG o consultores internacionales o nacionales, o bien agencias estatales. Si bien redundante, cabe señalar que el marco político-legal puede o no ser favorable para el desempeño del MFC.

Manejo forestal comunitario: entre tradición y modernización

El MFC representa solamente una de las varias formas de uso forestal por los pequeños productores y las comunidades de la región. El posicionamiento del MFC, en relación con otros usos forestales comunitarios, se puede visualizar en dos ejes. El primero representa un gradiente de intensificación del uso de los recursos forestales considerando los niveles de producción e industrialización y la inversión de capital. El otro eje representa diferentes grados de gastos de organización, desde usos individuales,

vía organizaciones sociales, hasta organizaciones empresariales (Fig. 1). El MFC, tal como es promovido en América Latina, muestra una amplia gama en términos de intensidad del uso forestal y se ubica entre las formas que requieren mayores gastos de organización para lograr un alto nivel de intensidad en el uso de los bosques.

En relación con la intensidad del uso, la amplitud completa del uso forestal por las poblaciones locales varía entre subutilización hasta sobreexplotación. La subutilización significa principalmente la extracción ocasional de PFSM y madera para usos domésticos. En un extremo, el aprovechamiento es tan esporádico y con baja intensidad que se puede hablar de protección del bosque. La sobreexplotación, por otro lado, tiende a ocurrir cuando existen condiciones de mercado muy favorables para un determinado producto. Otra forma de sobreexplotación es el uso repetitivo de especies madereras en frecuencias aceleradas y con volúmenes por encima de la capacidad reproductiva de las especies y del ecosistema como tal. Esta situación aparece generalmente en la frontera agrícola, donde los productores se concentran en la producción agropecuaria y donde los bosques remanentes constituyen una reserva para vender madera de manera

oportunistamente a las empresas madereras que van ampliando el número de especies que compran conforme la demanda va creciendo y diversificándose. El uso forestal tradicional suele encontrarse entre estos extremos y a menudo incluye el uso de una gran variedad de PFSM. Si el acceso al mercado es restringido, la tendencia es más hacia la subutilización, mientras que el acceso a mercados lucrativos tiende a conducir a la sobreexplotación de algunas especies, con la posibilidad de alcanzar niveles de degradación reversibles o incluso irreversibles. El MFC busca intensificar el uso forestal en el sentido de un aprovechamiento optimizado, incluyendo monitoreo y tratamientos silviculturales. El enfoque de asistencia al MFC en la región es principalmente en el uso maderable, o bien en PFSM con alta demanda en el mercado internacional. Solamente en algunos casos se basa en el uso integral de una gama de productos maderables y no maderables (uso múltiple).

En relación con el gasto de organización, la amplitud varía entre el uso individualizado y formas de organización formal de las actividades de producción y comercialización caracterizadas por grandes inversiones, mecanismos efectivos de decisión y división del trabajo. Si bien existen muchos ejemplos donde

los hogares rurales constituyen la unidad que realiza el uso forestal, sobre todo con fines de subsistencia, hay también situaciones donde se organizan grupos para aprovechar la economía de escala, realizando algunas de las actividades en forma conjunta. Lo que es bastante común es una cierta división del trabajo; así, un grupo determinado (hombres o mujeres) se responsabiliza por la extracción de un producto, en tanto que el otro grupo se encarga del tratamiento poscosecha y/o el procesamiento. El uso forestal tradicional tiende a requerir un menor grado de organización para la producción. En contraste, iniciativas de MFC buscan organizar a las comunidades en grupos que llevan a cabo el manejo forestal en áreas con derechos comunales, o en un conjunto de pequeñas propiedades individuales que constituyen el área de manejo comunitario; de la misma manera se organizan las fases de producción, procesamiento y comercialización (verticalización).

En resumen, nos parece oportuno diferenciar entre el *uso forestal tradicional* por poblaciones locales y el MFC tal como viene siendo promovido por agentes externos. Esta distinción nos permite evaluar la viabilidad del MFC como enfoque de desarrollo y las dificultades en su aplicación y difusión. De igual manera, la distinción entre el uso forestal por comunidades y el uso empresarial aclara nuestra comprensión de las oportunidades e implicaciones de los enfoques técnico-ecológicos. Es muy probable que la transferencia de los principios empresariales al nivel comunitario cause ciertas inconsistencias y también impactos en el sistema social.

Experiencias con el manejo forestal comunitario Creación de estructuras empresariales

El acceso seguro a los recursos forestales por las comunidades

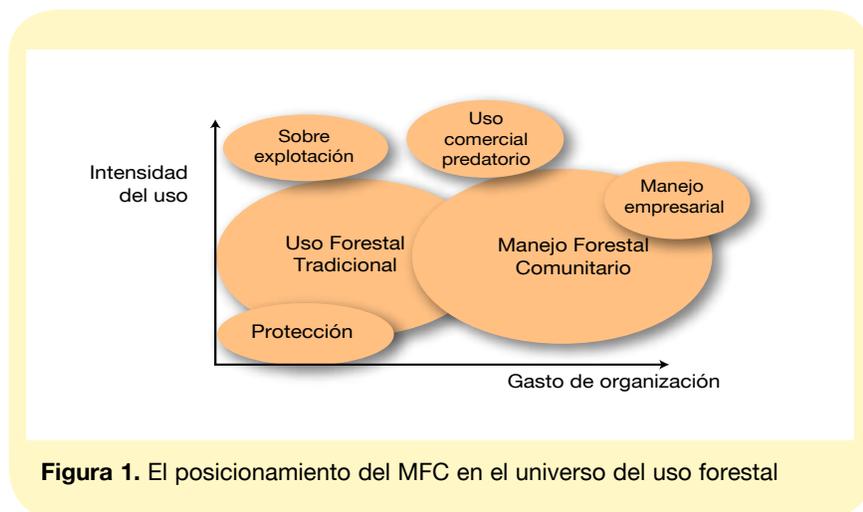


Figura 1. El posicionamiento del MFC en el universo del uso forestal

dependientes del bosque, junto con una creciente capacidad organizativa y técnica para el manejo forestal, son pasos claves hacia un MFC exitoso. Sin embargo, con el fin de lograr la sostenibilidad del MFC en todas las dimensiones, es necesario además asegurar su viabilidad financiera. En este sentido, el MFC requiere también del fortalecimiento de las capacidades empresariales de las organizaciones comunitarias correspondientes.

A diferencia de la organización comunitaria con fines sociales y/o políticos que prevalece en la región, la organización empresarial de las comunidades que participan en iniciativas de MFC en América Latina es aún muy incipiente; los niveles de productividad, rendimiento y ganancias siguen siendo relativamente bajos. Otro desafío particularmente difícil para las comunidades es la planificación y administración financiera, ya que se requiere de inversiones altas para cumplir con los procedimientos del MFC, la compra de maquinaria y equipos, la contratación de operaciones mecanizadas y el pago de la mano de obra externa. Además, se necesita capital de trabajo para pagar las cuentas a tiempo; en particular, las tasas o impuestos. Así, el capital necesario para efectuar el MFC excede casi siempre los recursos disponibles de las familias.

Las experiencias del MFC recogidas en varios países latinoamericanos muestran que la organización comercial empresarial difícilmente se ajusta a su cultura comunitaria. En consecuencia, el establecimiento de estructuras empresariales requerirá de intervenciones masivas a mediano y largo plazo. Los ejemplos más avanzados de esta transformación son experiencias puntuales en México y Guatemala, donde existen derechos seguros de tenencia y usufructo, respectivamente, además de marcos legales favorables y capacidades técnicas desarrolladas para el manejo forestal sostenible (Klooster

2000 y 2005, Antinori y Bray 2005, Nittler y Tschinkel 2005, Bray et ál. 2006). Aun así, existen tensiones evidentes entre los objetivos sociales y económicos de las organizaciones empresariales comunitarias. Por ejemplo, las figuras formales más comunes promovidas por el MFC –asociaciones, cooperativas o sociedades – raras veces lograron la participación de las familias en un proceso eficiente de toma de decisiones. De la misma manera, queda la duda sobre cuán compatible es el desarrollo empresarial con la seguridad de las estrategias de vida de los hogares que conforman las comunidades.

Las experiencias en la región muestran que el éxito de un proceso de transformación hacia una administración más empresarial depende también de un ambiente externo favorable. Uno de los principales retos es el hecho de que el otorgamiento de derechos de usufructo a las comunidades a menudo no incluye los derechos de comercialización de los productos forestales provenientes de los bosques comunitarios o, si los incluye, estos son muy restrictivos y conllevan altos costos de transacción. De esta manera, se pueden identificar los siguientes factores facilitadores de una administración comunal más eficiente y eficaz: 1) la simplificación de los procedimientos burocráticos permite una mejor conformación de una organización formal y la comercialización de productos; 2) el otorgamiento de derechos a largo plazo para el acceso legal de las comunidades dependientes del bosque a los recursos forestales (ya sea en forma de ejidos, bosques o concesiones comunitarias, reservas extractivistas, tierras comunitarias u otras modalidades legales); 3) la provisión de incentivos financieros, tales como la exoneración de impuestos en la fase inicial de comercialización; 4) un control eficaz de la tala ilegal empresarial que causa competencia desleal; 5) políticas de adquisiciones “verdes”;

es decir, compras preferenciales en licitaciones para obras públicas de productos forestales producidos de manera lícita y sostenible.

Los desafíos técnicos

El MFC por lo general cambia significativamente la forma como las familias usan el bosque. Conforme se da una mayor orientación hacia el mercado, aumenta la intensidad del uso y disminuye el número de productos utilizados. Existe una serie de requisitos legales y de mercado que hay que cumplir. Para las comunidades, los cambios relacionados con el MFC significan un desafío considerable; entre otros, las dificultades para realizar la propuesta técnica del inventario forestal, elaborar la documentación legal, planear y ejecutar el AIR –lo que implica generalmente un cierto grado de mecanización –, los tratamientos silviculturales y el monitoreo.

El **cumplimiento de los lineamientos técnicos para inventarios forestales** presenta uno de los desafíos técnicos más difíciles de superar por las comunidades. Un problema grande de estos inventarios en los bosques tropicales húmedos es la identificación correcta de las especies y, sobre todo en áreas pequeñas y para especies que ocurren en manchas, el hacer suficientes mediciones para tener una muestra representativa del bosque (Rockwell et ál. 2007). A pesar de la participación activa de los comuneros en el equipo de inventario –como identificadores de especies o personal de campo para abrir picadas de orientación, u otra mano de obra no especializada –, los inventarios convencionales dejan poco espacio para la participación de los miembros de una comunidad debido a la complejidad de sus diseños y métodos de análisis.

Los **desafíos relacionados con la planificación** derivan, más que todo, de leyes y criterios de evaluadores externos que exigen la

documentación de los planes y la justificación de las actividades e insumos, para evaluar el manejo. Aunque en varios países ya se están modificando las guías metodológicas para planes de manejo (p.e. INAFOR (2004) en Guatemala, INRENA (2006) en Perú y ANAM (en preparación) en Panamá), muchas de estas guías aún parten de un manejo mecanizado y sistemas de manejo con criterios técnicos poco aplicables en las condiciones de muchas comunidades. Enmarcar el manejo dentro de un ciclo de corte específico (generalmente largo) y el aprovechamiento dentro de un área específica, supone un gran cambio en relación con lo acostumbrado: cortar sólo lo que se necesita, en el momento que se necesita y en el área donde se encuentra. Otro problema crucial es la elaboración de la documentación para obtener los permisos de manejo y aprovechamiento. Estos documentos (mapas elaborados con sistemas de información geográfica, títulos y planes), por sus exigencias técnicas y de contenido, requieren generalmente la autorización de técnicos o ingenieros forestales externos, naturalmente no disponibles en las comunidades.

En cuanto a las **actividades de aprovechamiento de madera**, ya existe cierta experiencia en muchas comunidades. Sin embargo, para el comunero, la manipulación de madera, en particular de las trozas pesadas, presenta un importante desafío logístico. Este es uno de los motivos por los cuales el uso forestal se ha limitado tradicionalmente a las áreas inundadas o aluviales, donde el río posibilita el transporte de la madera. En terreno no inundable, los usuarios locales del bosque por lo general aprovechan la madera en forma manual, usando la motosierra no sólo para el corte sino también para aserrar las trozas en el bosque y prepararlas para el transporte manual o con tracción animal. Este tipo de aprovechamiento con

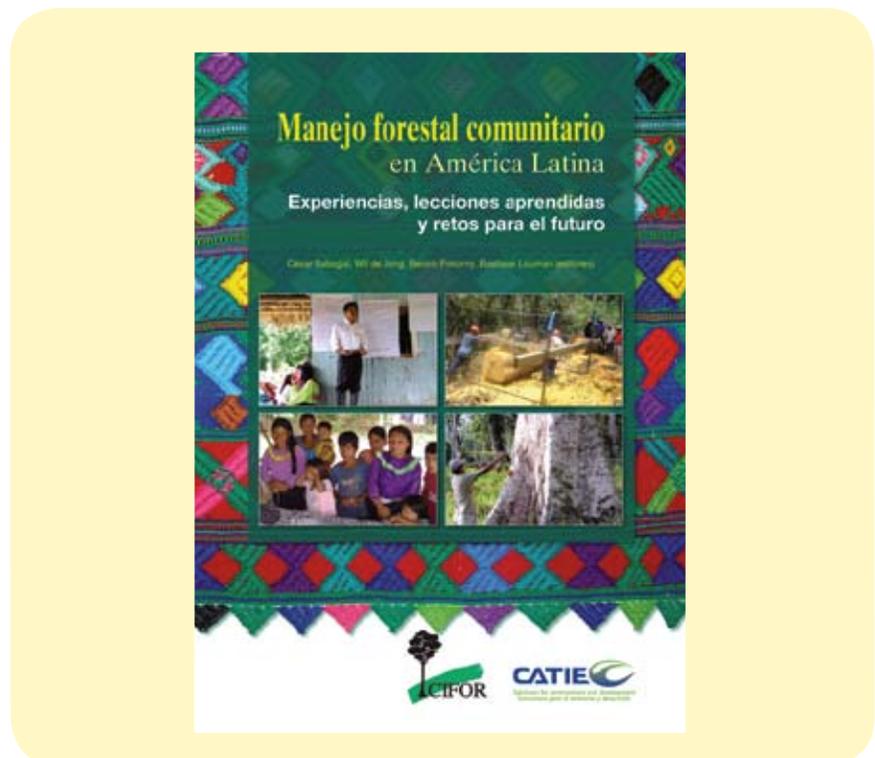
motosierra y transporte manual/animal necesita mucho tiempo y produce tablas de limitada calidad.

El MFC está promoviendo una **mecanización** de las operaciones, e incluso el uso de maquinaria pesada que normalmente excede las capacidades financieras y técnicas de los comuneros y, en consecuencia, aumenta la dependencia de actores externos. Un motivo puede ser simplemente un aumento del volumen de producción o del área para aprovechar. Entre tanto, y sobre todo en el caso de la madera, solamente el uso de máquinas pesadas puede cumplir con las nuevas tareas. Otro motivo es que en el MFC orientado a mercados atractivos de madera, los compradores exigen calidades mejores que no se pueden alcanzar con motosierra. Finalmente, en algunos países el uso de la motosierra para el aserrío es simplemente prohibido a fin de restringir el aprovechamiento ilegal de madera.

Con el MFC, los comuneros entran en el comercio de madera que está determinado por las

reglas del mercado. Los usuarios locales tienen que competir con las empresas que, por su tamaño, capital disponible y calificación de sus empleados, tienen mayores **ventajas competitivas**. En este sentido, el gran desafío es escoger las técnicas más adecuadas para que las comunidades sean más competitivas. Pero, la mayoría de las comunidades que practican manejo forestal tienen fuertes dificultades para cumplir con sus compromisos comerciales, tomando en cuenta el calendario y el clima local (Morales et ál. 2000), y para mejorar la rentabilidad de las operaciones (Nigland 2007).

Si bien las poblaciones locales tienen una larga historia de prácticas de manejo de árboles, las **exigencias silviculturales** relacionadas con el MFC formal presentan generalmente un desafío completamente nuevo. Contrario a la práctica tradicional de fomentar plantas en forma ocasional, el MFC implica la necesidad de mejorar los métodos de regeneración de las especies aprovechadas. Muchas veces, solamente



la investigación científica en experimentos de largo plazo puede generar la información necesaria, como por ejemplo la regeneración de caoba en México (Snook 2005, Argüelles et ál. 2005). En muchos casos falta información para desarrollar tratamientos adecuados para la especie y el sitio. Galván et ál. (2006), por ejemplo, indican que los tratamientos que sirven para una especie bajo ciertas condiciones no necesariamente funcionan para otras especies, o para la misma especie bajo condiciones diferentes. Lo mismo ocurre con especies que brindan productos no maderables; a nivel regional, son pocas las experiencias sobre regeneración de especies de PFNM; entre ellas, ña de gato (*Uncaria* spp.) en el Perú (MINAG 2006), la palma tucumâ (*Astrocaryum tucuma*) en Brasil (Schroth et ál. 2004) y la corta de lianas para aumentar la producción de castaña en Bolivia (Zuidema 2003).

La importancia del *monitoreo* para las comunidades tiene que ver, más que todo, con su contribución a la reflexión sobre los progresos en el manejo forestal y la contribución de este manejo a los objetivos de la comunidad. La información resultante del monitoreo también puede ayudar a las comunidades a mejorar su posición de negociación frente a empresas y otras organizaciones. Pero, la revisión de las experiencias de MFC -como se evidencia, por ejemplo, en las evaluaciones de certificación - muestra que, al igual que en el caso de muchas empresas, el monitoreo sigue siendo una debilidad. Una de las razones de la falta de monitoreo es que requiere de documentación escrita, incluyendo un plan de monitoreo y un análisis de sus resultados. El MFC también busca un "monitoreo integral" que tome en cuenta los aspectos ambientales, económicos y sociales, no sólo del manejo forestal sino también de otras actividades estrechamente relacionadas con el mismo. Las exi-

gencias de establecer parcelas permanentes de medición (PPM) que tienen como objetivo generar información sobre la dinámica del bosque son, de por sí, inmensas. Donde no hay un acompañamiento que asegure la calidad de los datos y su análisis -como en Petén, Guatemala (Louman et ál. 2001) o en Quintana Roo, México -, las PPM son un costo adicional que genera datos poco confiables y no ayudan a mejorar la planificación del manejo.

Las experiencias recogidas muestran que los usuarios forestales generalmente dependen de la asistencia técnica para poder cumplir con los requerimientos del MFC, incluyendo la disposición del capital operativo necesario para participar en algunas fases de la producción y el procesamiento. Pero, a largo plazo, este requerimiento del MFC no puede ser viable. Del punto de vista de las comunidades, las técnicas deben ser simples y adaptadas a los conocimientos e intereses de los que manejan el recurso. Más importante es el fortalecimiento de las capacidades de auto-aprendizaje. En ese sentido, las técnicas que ayudan a la comunidad a conocer mejor sus recursos y a monitorear y controlar su aprovechamiento, son las que más contribuyen al buen manejo, porque permiten que las comunidades analicen los efectos positivos y negativos de sus acciones.

El efecto en el sistema social local

Las actuales iniciativas piloto para el MFC en América Latina han dado inicio a un proceso histórico de ruptura de las relaciones de explotación de las comunidades a manos de los madereros e intermediarios convencionales. Sin embargo, es importante ser conscientes del hecho de que también la implementación del MFC, en la forma que actualmente está siendo promovida en la región, es una intervención con fuertes efectos en el sistema social local, al intentar el acercamiento y adapta-

ción del actor local a las necesidades y oportunidades del mundo moderno, para que pueda aprovechar el mercado potencial a fin de mejorar su condición de vida.

Aun cuando hay situaciones específicas en que la implementación del MFC fortalece las capacidades del sistema social, también hay ocasiones en que más bien las debilita. Se tienen estudios, en particular los realizados en el ámbito de la certificación de iniciativas de MFC, que apuntan a los efectos positivos: la capacitación para enfrentar desafíos y posibilidades del mercado y una mejor participación en las políticas públicas. La expectativa de lograr estos efectos es uno de los motivos para la promoción del MFC. Pero, por otro lado, hay efectos negativos que pudieran no ser atendidos, debido al sesgo natural de los difusores del MFC hacia los efectos positivos (Rogers 2003). De ahí la importancia de reflexionar también sobre los peligros del acompañamiento y la difusión del MFC en el sistema social local.

Como se explicó anteriormente, existe un contraste entre las formas tradicionales de uso forestal vividas por las comunidades y el MFC construido bajo criterios legales y sobre bases técnicas de la ingeniería forestal, establecido con poca participación y sin control efectivo de las comunidades. En este sentido, las prácticas del MFC demandan de las comunidades nuevas capacidades organizativas que contrastan con las capacidades existentes, principalmente por su exigencia de ciertas formas de organización para cumplir con los requerimientos formales y las necesidades del mercado. A pesar de que se reconoce la importancia de la cultura y conocimiento local, los proyectos de MFC continúan siendo conducidos bajo una visión que exige capacidades organizativas empresariales para implementar efectivamente su modelo de uso forestal (Medina y Pokorny

2008), en gran parte ignorando los mecanismos y las capacidades tradicionales existentes.

Este contraste entre la forma tradicional de convivencia y los requerimientos del MFC tiene efectos graves en la habilidad de las familias para protagonizar la gestión de sus recursos como un colectivo cohesivo y orgánico con identidad social propia, en el contexto de negociaciones entre sus propios miembros y con otros grupos de interés fuera de su grupo social. En particular, el contraste puede debilitar las estructuras sociales y promover la instalación de nuevas élites y estructuras locales no necesariamente respetadas, lo cual provocaría nuevos conflictos y aumentaría la dependencia y vulnerabilidad.

La economía tradicional se basa en la diversificación de la producción para atender el consumo doméstico y los mercados locales mediante acuerdos internos generalmente informales, y en la capacidad organizativa de las comunidades. El MFC propuesto por actores externos entra en esta realidad con una propuesta muy diferente (Wilkie y Godoy 1996), que requiere de un alto grado de profesionalización y una capacidad de gestión bastante específica. Un MFC modificado de tal manera puede provocar una tensión con el sistema tradicional de uso de la tierra. A mediano o largo plazo, esta situación puede causar un **deterioro del sistema tradicional**, aún más porque las organizaciones de desarrollo generalmente sobrevalúan el potencial del MFC y desvalorizan la necesidad de otras actividades productivas. Simplemente, la necesidad de incrementar la mano de obra dedicada al MFC puede afectar de manera negativa esas otras actividades productivas.

El MFC, como innovación, necesariamente requiere que ciertos miembros de la comunidad ejerzan nuevos cargos, trabajos y funciones

que antes no existían. Esto naturalmente provoca cambios no sólo en las actividades sino también en las relaciones de poder. Al igual que ha sucedido con otras innovaciones, en algunas de las experiencias del MFC se puede observar que los líderes u otras élites locales aprovechan su posición social para sus propios beneficios, mientras que los miembros pobres quedan todavía más rezagados. La otra situación observada es que el MFC, por la necesidad de cumplir con el marco legal, contribuye al **establecimiento de nuevas estructuras de poder paralelas** a las tradicionales. El hecho de elegir jefes, agentes o encargados de estas organizaciones formales no significa necesariamente que todos los segmentos de la comunidad reconozcan a esas autoridades instituidas por reglas externas. Además, estas representaciones formales no siempre están capacitadas para representar las aspiraciones de la comunidad como un sujeto colectivo de identidad propia. Este hecho parece ser todavía más problemático, porque los actores externos muchas veces perciben a esas organizaciones formales como las únicas representantes de los grupos locales. Todavía más extremo es el fenómeno frecuente de que las organizaciones difusoras del MFC sean consideradas como representantes de los intereses de los actores locales.

El establecimiento de estructuras paralelas potencialmente genera tensiones y conflictos entre las autoridades tradicionales y las nuevas, así como también entre el uso tradicional diversificado de los recursos y el uso comercial muchas veces orientado a un solo producto. En este contexto de creciente intrusión de las fuerzas del mercado, la cuestión de distribución de los costos y eventuales beneficios puede causar fuertes **conflictos internos**, desequilibrando el sistema social vinculado a los sistemas integrales de producción.

Las exigencias del MFC

constituyen un desafío para las comunidades en cuanto a la dificultad de adaptarse a los requerimientos en términos de plazos, instrumentos y asesoría, que tienden a ignorar o desplazar en gran parte las capacidades y estructuras existentes. También, los costos de implementación y continuación del MFC son altos y normalmente fuera de las capacidades locales. En consecuencia, el MFC depende de aportes continuos e intensos de apoyo externo (gubernamental y no gubernamental). En este sentido, el MFC aumenta la **dependencia de la ayuda externa**. Debido a los costos relativamente altos, no siempre es posible mantener la continuidad necesaria del apoyo externo, especialmente en casos de certificación. De lo contrario, al terminar el proyecto de apoyo externo al MFC, la capacidad organizativa muchas veces no es suficiente para mantener la iniciativa y la comunidad y su bosque quedan más vulnerables que antes.

El análisis de las experiencias muestra que en el MFC hasta ahora no se ha conseguido considerar adecuadamente las capacidades organizativas existentes de las comunidades, aun cuando existen estrategias y metodologías sumamente útiles para fortalecer esas capacidades. Hay una dualidad entre las capacidades organizativas desarrolladas tradicionalmente y que sustentan el manejo forestal vivido por las comunidades y las capacidades organizativas requeridas para el reconocimiento formal de las comunidades y por los proyectos de MFC. Como consecuencia, en la mayoría de las iniciativas del MFC se encuentran estructuras informales tradicionales que conviven con las estructuras formales introducidas. Esta convivencia, no exenta de conflictos, muchas veces pasa desapercibida para quienes lanzan propuestas de MFC. Los casos más exitosos del MFC muestran que *el protagonismo de las comunidades es fundamental*

para su apropiación del concepto y la práctica del MFC y que este proceso requiere de tiempo para los procesos internos y flexibilidad por los que promuevan estas iniciativas. Sin embargo, el MFC, como es actualmente promovido, no deja espacio ni tiempo suficiente para este proceso.

Aspectos políticos

El MFC y los actores que lo practican son influenciados por una serie de políticas forestales y otras políticas sectoriales no forestales; en particular, las políticas de tierras que definen sobre todo los derechos de acceso y posesión de la tierra y de los recursos forestales, además de las políticas de asistencia técnica y transferencia tecnológica y las políticas financieras (Kaimowitz 2003, Agrawal 2001). Asimismo, juegan un papel importante las políticas económicas (p.e. fiscales y monetarias), así como las de infraestructura vial y de desarrollo agrícola y colonización (Kaimowitz y Angelsen 1999). También influyen las políticas de conservación y de regulación del uso del suelo y de bosques, las que generalmente tienden a imponerse a las poblaciones locales para condicionar el uso de sus bosques (Colchester et ál. 2006).

En general, las políticas que se han aplicado en la región han dado señales relativamente ambiguas. Por una parte, las políticas forestales y de tierras han tendido a favorecer el desarrollo del MFC al asegurar derechos de acceso y uso para los pequeños productores y comunidades, pero también han impuesto regulaciones forestales que son difíciles de cumplir para estos actores. Por otro lado, las políticas económicas y sectoriales han tendido a favorecer actividades que compiten con el MFC por el uso de bosques y no han ayudado a crear un sistema de incentivos y servicios favorables para el desarrollo del MFC. Por su parte, las políticas de conservación

y de uso del suelo también tienden a restringir el desarrollo del MFC.

Las **políticas de tierras** pueden ayudar a los usuarios locales del bosque a consolidar el acceso a los recursos forestales, o bien limitarlo. Entre las primeras está el reconocimiento de los derechos de propiedad de los pueblos y comunidades locales, y entre las segundas están las políticas que favorecen la concentración de la propiedad de la tierra. En la mayoría de los países de la región estas dos políticas no son mutuamente excluyentes. Más bien, se nota el esfuerzo de los gobiernos nacionales por compatibilizar los derechos de propiedad de los grandes terratenientes con los de los pequeños productores y comunidades rurales. También se han dado importantes reformas para favorecer el reconocimiento de los derechos tradicionales a través de la implementación de diversas modalidades como las reservas extractivistas (Brasil), las tierras ejidales (México), las concesiones comunitarias (Guatemala), las tierras indígenas (Bolivia, Brasil y Nicaragua), comunitarias de origen y agrupaciones sociales de lugar (Bolivia), las tierras de las comunidades nativas (Perú) y los resguardos indígenas (Colombia).

Las **políticas agrícolas y ambientales** pueden tener efectos adversos sobre el uso de la tierra. Mientras que las primeras buscan fomentar la producción agrícola y raras veces imponen restricciones sobre el cambio del uso forestal al uso agrícola, las segundas tienden a poner límites a la conversión de tierras forestales a otros usos y, al mismo tiempo, suelen contemplar restricciones para el mismo uso forestal; por ejemplo, mediante la declaratoria de áreas protegidas. Ambas políticas han sido aplicadas en los países de la región, y ambas tienden a desalentar las iniciativas de MFC. Por un lado, las políticas agrícolas que estimulan la expansión de las fronteras agrícolas son bastante activas, algunas incluso

amenazan las tierras de las comunidades; por el otro, se intenta establecer áreas protegidas para evitar los usos productivos del bosque.

Las propias **políticas forestales** tienen una influencia directa decisiva en el desempeño de la gestión comunitaria de bosques. Por ejemplo, los altos impuestos al aprovechamiento forestal pueden desincentivar las prácticas de manejo por las comunidades, alentar la extracción ilegal e, incluso, el cambio de uso del suelo. Además, las regulaciones y normas de aprovechamiento de los productos forestales generalmente son complicadas, difíciles y costosas de cumplir y constituyen trabas burocráticas para el manejo forestal. Tales regulaciones tienden a excluir a las comunidades del uso legal de sus bosques (Kaimowitz 2002). Especialmente crítica es la medida implementada por los gobiernos de la región de prohibir el uso de la motosierra para el “cuartoneo” de la madera –como en Bolivia –, con la justificación de que produce mucho desperdicio. Esta es una medida que desincentiva la extracción forestal en pequeña escala, debido a la falta de capital para desarrollar infraestructura caminera e introducir tecnologías de transporte y aserrío más eficientes.

Una política que influye de manera importante en la gestión forestal es la **descentralización**, o transferencia de responsabilidades desde el nivel central hacia niveles inferiores de gobierno, como los gobiernos municipales. Mientras que en algunos casos, la descentralización permite la construcción de espacios de participación social que facilitan que las organizaciones indígenas, comunitarias y de pequeños productores ganen mayor influencia en la toma de decisiones, en otros casos, la descentralización tiende a reforzar el poder de las élites locales (Ribot 2002). Adicionalmente, el hecho de que las poblaciones locales mejoren su influencia política

no necesariamente se traduce en mejoras en el acceso a los recursos forestales y, mucho menos, a otros activos financieros y físicos (Larson et ál. 2006).

Las **políticas económicas** constituyen otro grupo decisivo de políticas que influyen en las condiciones de mercado e inversión. Las políticas cambiarias -por ejemplo, la devaluación de la moneda - pueden mejorar la competitividad de las exportaciones de madera y, por lo mismo, los ingresos por el aprovechamiento de madera. No obstante, usualmente las comunidades no están vinculadas con los mercados externos y este tipo de políticas, que también favorecen la exportación de productos agrícolas, pueden más bien alentar a otros actores a entrar al bosque para su conversión o aprovechamiento sin control. Otras políticas económicas que pueden tener impactos en el consumo de productos forestales son las políticas monetarias que puedan influir en la expansión de la capacidad de gasto interno. No obstante, en la mayoría de los países el consumo nacional de madera es todavía bajo.

Con algunas excepciones, hasta hace poco las políticas públicas tendían a marginar los derechos tradicionales de las comunidades locales, porque privilegiaban la entrega de las tierras forestales a medianos y grandes productores y a empresarios forestales. En muchas ocasiones, las tierras forestales se destinaron a la colonización o se adjudicaron a grandes propietarios rurales, con lo que se favoreció la conversión de los bosques a usos agrícolas y/o ganaderos. Esa perspectiva ha ido cambiando con el tiempo, en gran parte motivada por la emergencia de movimientos sociales fuertes con demandas vinculadas a la gestión de los recursos naturales y el respeto a las culturas autóctonas (Hall 2000). Como resultado, en la última década los gobiernos han comenzado a reconocer los derechos de comunidades indígenas y otras poblaciones locales

tradicionales sobre los bosques. Así, emergen nuevas figuras de tenencia que reconocen los derechos de las poblaciones indígenas, tradicionales y extractivistas, entre las más importantes.

Los gobiernos en América Latina han comenzado a reconocer que los usuarios locales constituyen actores importantes para el manejo de los bosques y, por consiguiente, en el desarrollo y la conservación forestal. Sin embargo, a excepción de las políticas de tierras que reconocen los derechos tradicionales de los pueblos y comunidades sobre los bosques, las normas forestales vigentes han creado una serie de procedimientos que, en general, dificultan a los usuarios locales el aprovechamiento legal de sus bosques (Kaimowitz 2002). Algunos países han empezado a revisar y simplificar los requerimientos legales del MFC. Por ejemplo, en Brasil se han definido reglas específicas para el MFC, y en el Ecuador y Perú se ha desarrollado un proceso para simplificar las reglas que eran más bien homogéneas para todos los usuarios.

Además, todavía existen muchas políticas ajenas al sector forestal, como las agrícolas, que tienden a privilegiar a la gran empresa agrícola y ganadera y, con ello, la ampliación de las fronteras agrícolas, muchas veces en desmedro de las tierras forestales. Finalmente, las políticas de desarrollo de las cadenas y promoción de exportaciones, en general, han alentado también la conversión de los bosques a usos más rentables. Es poco lo que se ha hecho para alentar la mejora de la competitividad del sector forestal y la integración de los pequeños productores a las cadenas de valor en el sector forestal, a excepción de algunas iniciativas desarrolladas en México y Guatemala. En ese sentido, existe un margen bastante grande de intervención de los estados con políticas más activas dirigidas explícitamente a promover el uso forestal por las poblaciones locales a través

de instrumentos fiscales, impositivos y comerciales que todavía no han sido explorados.

Estrategias de acompañamiento del MFC

El objetivo inicial del acompañamiento del MFC, entendido como la iniciativa de un grupo dirigida a apoyar a comunidades y/o pequeños productores, es motivar y apoyar a los actores locales a adaptar su aprovechamiento forestal, para así, según las expectativas de las intervenciones, mejorar directa o indirectamente el bienestar de dichos actores y contribuir a la conservación de los bosques. Tanto la dimensión ambiental como la social del MFC se derivan por lo general del concepto de desarrollo rural; por lo tanto, el MFC es un concepto desarrollista. En este sentido, las iniciativas de MFC buscan modernizar las estructuras agrarias de los actores tradicionales -percibidas como estáticas y obsoletas - con tecnologías y valores modernos a través de la aplicación de tres categorías principales de herramientas y actividades: (1) herramientas que apuntan directamente a la implementación de tecnologías adecuadas de manejo forestal, principalmente técnicas de AIR, y herramientas para la planificación y el monitoreo; (2) herramientas que se relacionan más con la mejora de las condiciones para la producción y comercialización de productos forestales, y (3) actividades que indirectamente contribuyen a un uso más efectivo de los recursos naturales mediante la potenciación de las capacidades de gobernanza.

Existe una gran diversidad de actores involucrados en la provisión de asesoramiento y asistencia técnica para el MFC, cada uno con ciertos objetivos y estrategias específicas relacionadas con sus intereses y capacidades particulares. Formalmente, el **sector público** es responsable por la provisión de servicios de asistencia técnica y extensión rural. Pero, es sólo recientemente que una proporción

significativa del financiamiento se destinó a proyectos de pequeña escala para las poblaciones locales. A lo largo de América Latina, el sector público enfrenta grandes problemas; sus iniciativas de apoyo a proyectos productivos y de desarrollo se caracterizan por dificultades de ejecución debido a la burocracia gubernamental, la corrupción y la limitada capacidad de gestión. La mayor parte de los profesionales trabajan con enfoques convencionales de arriba hacia abajo para la transferencia de tecnología. Los servicios públicos de asistencia técnica y extensión rural se vinculan a menudo a la operación y disponibilidad de líneas de crédito (generalmente para actividades agrícolas), a las que las comunidades y los pequeños productores tienen dificultades para acceder. De esta manera, sólo un número limitado de actores recibe alguna forma de asistencia técnica que, de todas formas, no considera asuntos forestales, pues se enfoca en el sector agrícola (Miranda 1990).

Con un creciente interés de los donantes internacionales por invertir en el MFC, las **ONG** en muchos países se han convertido en los proponentes más importantes de proyectos dirigidos al MFC (Farrington y Bebbington 1993). Para la provisión de servicios, las ONG son más flexibles a los requerimientos de los donantes y a menudo poseen personal altamente motivado y bien formado. Por estas razones, los donantes prefieren a las ONG como socios principales para el establecimiento de experiencias piloto de MFC. En consecuencia, las ONG están involucradas en la mayoría de las iniciativas de MFC en América Latina, aunque no todas cuentan con las capacidades técnicas, sociales o económicas para una buena implementación.

Virtualmente, cada comunidad en América Latina tiene alguna forma de presencia de las iglesias. Las **organizaciones de la iglesia** tienen un papel indirecto importante en el MFC, a través de la promo-

ción de la organización comunitaria y el desarrollo del capital social, incluyendo la formación de recursos humanos mediante la educación y capacitación de pobladores locales. En la práctica, poco de este potencial se ha aprovechado. Asimismo, el compromiso efectivo de las **universidades** con el MFC ha sido deficiente debido a sus graves problemas para ajustarse a las cambiantes necesidades de la sociedad y a sus **currículos** muchas veces desactualizados y técnicos. Pocos estudiantes desarrollan las destrezas necesarias para trabajar con comunidades y facilitar procesos de desarrollo (Santana et ál. 2003). Con la creciente presión en el sector privado, también las **empresas** están cada vez más preocupadas por la identificación de posibilidades de aprovechamiento legal de los bosques de las comunidades con base en planes de manejo forestal (Lima et ál. 2003). No obstante, la cooperación entre empresas y comunidades es dominada por el interés comercial de la empresa.

En algunos casos, los mismos productores han conseguido formar sus **propias organizaciones para acompañar** a sus miembros en el desarrollo de los planes de manejo, la nego-

ciación con autoridades, la ejecución de inventarios forestales, la protección de los bosques y el suministro de información. Organizaciones comunitarias como los Productores Forestales de los Ejidos en Quintana Roo (SPFEQR), la Asociación de Comunidades Forestales del Petén (ACOFOP) y, a nivel regional, la Asociación Coordinadora Indígena y Campesina de Agroforestería Comunitaria de Centroamérica (ACICAFOC) ayudan a resolver asuntos sociales y políticos, articulan las posiciones de sus asociados, buscan recursos externos y presentan mecanismos importantes para generar solidaridad entre los líderes de las organizaciones y sus miembros (Taylor 2001).

Tanto el sector público como el privado aparentemente tienen grandes limitaciones para difundir el MFC. A fin de superar estas dificultades, las organizaciones de acompañamiento han desarrollado estrategias innovadoras, como el ofrecimiento de servicios técnicos refinanciados, el pago por servicios ambientales y la gerencia gubernamental del MFC. Existen también experiencias interesantes donde los actores externos desarrollan una



En el contexto latinoamericano, las políticas sectoriales no forestales pueden más bien alentar la ampliación de la frontera agrícola, muchas veces en desmedro de las tierras forestales

Foto: CATIE.

actitud de respeto y valorización de las capacidades de los actores locales y asumen un papel de aliados y facilitadores de iniciativas propias de las comunidades. Estas iniciativas incluyen la adecuación de los reglamentos de acuerdo con los requerimientos de los mecanismos desarrollados por las comunidades, la facilitación de la comunicación y el intercambio entre los actores locales, el establecimiento de posibilidades de autocalificación y de mecanismos de extensión participativa.

No obstante, la asistencia técnica y la extensión en América Latina están aún basadas en dos premisas: (1) la uniformidad socioambiental de la región, y (2) la transferencia de arriba hacia abajo del conocimiento experto generado *ex situ*. No cabe duda de que el sector público no satisface las demandas crecientes y dinámicas de la sociedad para estos servicios. Los esfuerzos se concentran en el establecimiento de proyectos piloto que generalmente ignoran las reglas básicas de la difusión de innovaciones, tal como fueron descritas por Rogers (2003). Así, el hecho de que la difusión no es simplemente un proceso técnico, sino un proceso social, no se refleja en la actuación de las varias organizaciones promotoras del MFC. No existe un concepto metodológico de acompañamiento que responda adecuadamente a las capacidades y demandas locales. Las numerosas ONG activas en la región corren el riesgo de repetir las fallas y errores de iniciativas de modernización del sector agrícola, debido a la agenda definida externamente por una cultura basada en proyectos; a la vez, tienen un potencial muy limitado para repetir o extender el éxito cuando ocurre. Adicionalmente, muchas posibilidades de éxito son severamente constreñidas por la falta de continuidad del financiamiento externo.

En general, puede afirmarse que en México y América Central hay más avances en la promoción del

MFC. Allí, como también en algunos pocos casos en la Amazonia, lo que las organizaciones de acompañamiento buscan es establecer una relación de diálogo entre técnicos y beneficiarios de sus servicios; por ello, la comunicación se convierte en la principal herramienta para garantizar la colaboración entre las partes interesadas. Entretanto, los fuertes intereses externos en los bosques latinoamericanos y sus productos, en particular la madera y la biodiversidad, resultan en una presión muy grande que no deja mucho espacio para iniciativas que compartan una visión de responsabilidad caracterizada por un alto grado de participación en la definición de los objetivos y el desarrollo endógeno de modelos propios de gestión por los mismos actores locales.

Conclusiones

A pesar de avances en los marcos político-legales e institucionales y ajustes en las estrategias de acompañamiento, el análisis de las experiencias con MFC en América Latina reveló grandes retos hacia el futuro. Casi todos los proyectos piloto de MFC, establecidos para mostrar su viabilidad, sufren de dificultades considerables y se encuentran en un estado de dependencia de la continuación de los insumos externos. El interés de las familias colaboradoras en proyectos de acompañamiento al MFC depende de la continuación de beneficios atractivos y/o en forma de insumos significativos por parte de organizaciones externas. La disminución de estos beneficios comprometería la motivación de los hogares rurales. Son raras las experiencias –también dirigidas por iniciativas externas de movilización y organización social– que han logrado establecer organizaciones de segundo nivel capaces de capturar el financiamiento requerido para mantenerse. Sin embargo, incluso estas organizaciones sufren de conflictos internos, corrupción, falta de profesionalismo y/o competencia

provocada por la inestabilidad del personal. Otro fenómeno preocupante es el bajo grado de replicabilidad de las experiencias piloto. Aun en México, ejemplo más promisorio del éxito del MFC en América Latina, se estima que apenas 15% de las empresas forestales comunitarias manejan sus bosques y solamente los pocos donde hay caoba tiene una perspectiva comercial a largo plazo (Bray et ál. 2007).

Las organizaciones que actualmente vienen acompañando el MFC siguen patrones de modernización influenciados por una visión empresarial que busca solucionar el desafío de un desarrollo rural equitativo, a partir de la integración de las poblaciones locales y sus culturas a las cadenas productivas de los productos forestales maderables y no maderables siguiendo la lógica del mercado global. No se han creado todavía las condiciones básicas relativas al marco político-legal e institucional que aseguren la competitividad de las actividades locales (derechos del uso de la tierra, infraestructura para acceder a los mercados, protección contra el sector comercial y estrategias viables que aseguren las capacidades locales para responder adecuadamente a los desafíos técnicos, gerenciales y financieros del MFC).

El concepto de MFC, tal como es promovido actualmente en la región por agentes de cooperación para el desarrollo y funcionarios forestales, no es compatible con la realidad de las poblaciones locales. Así, la “empresarización” de las comunidades en el ámbito del MFC provoca un dilema entre, de un lado, lograr resultados insatisfactorios porque las capacidades, tradiciones y valores de los pueblos y comunidades no responden a los requerimientos de los mercados de una sociedad moderna y globalizada y, del otro lado, en caso de que se logre una adaptación exitosa, una pérdida de valores, tradiciones, normas y reglas de la comunidad y el reemplazo de la cultura indígena o

campesina por la cultura empresarial. Este último escenario, además del peligro inminente de efectos sociales negativos, puede implicar, en última instancia, la decisión del “empresario campesino” de convertir sus bosques a otros usos más rentables.

En este orden de cosas, no existe en la región una alternativa para el manejo de los bosques en manos de las poblaciones locales que garantice su contribución al desarrollo rural y genere beneficios de largo plazo. Aparentemente, la promoción del uso forestal por comunidades requiere de un cambio fuerte de paradigma: de enfoques definidos externamente y centrados en la transferencia de tecnologías, en los vínculos con los mercados de la madera y el cumplimiento de requisitos legales, a estrategias que ofrezcan condiciones para que las comunidades desarrollen sus propias ideas, incluyendo el ajuste de las condiciones marco de los aspectos legales y económicos a las demandas locales. Los discursos modificados de las políticas forestales a favor

del desarrollo forestal comunitario todavía no vienen acompañados por acciones suficientemente agresivas de los gobiernos que faciliten un salto cualitativo en la gestión forestal comunitaria. Todavía existen muchas políticas que tienden a privilegiar a la gran empresa agrícola, ganadera y forestal. Es necesario implementar medidas drásticas para abrir el camino a una verdadera sociedad entre agentes externos y comunidades, como base de un desarrollo de las regiones rurales en América Latina.

Para esta transición a una reconcepción del MFC que apunte a fortalecer las capacidades de autogestión y uso integral de los recursos del bosque, es crucial desarrollar una nueva actitud de mutuo respeto, de valorización y aceptación de las culturas, las necesidades y las capacidades de las poblaciones locales como base para la creación de un ambiente de mayor confianza entre los actores. En vista del bajo nivel de respeto a las formas de organización social de las comunidades y familias en la

región, se requiere un proceso de educación política de todas las partes involucradas y de movilización social para lograr un entendimiento de la realidad como base para la acción. También es indispensable la construcción participativa de una visión sobre el futuro de la región, incluyendo una evaluación más realista del papel de los bosques para lograr el desarrollo sostenible.

En vez de adaptar los actores locales a un MFC que concuerde con los criterios técnicos y administrativos del mundo globalizado, parece más bien necesario evaluar las posibilidades de adaptar el MFC a los intereses y capacidades de los usuarios forestales. Aún así, el desafío para el desarrollo sostenible de las regiones rurales de América Latina se centra en cómo incluir efectivamente a las poblaciones locales en la economía global, sin amenazar la gran diversidad de culturas indígenas, campesinas y comunitarias en general, y asegurando el mantenimiento de los servicios ambientales generados por los bosques.

Literatura citada

- Agrawal, A. 2001. Common property institutions and sustainable governance of resources. *World Development* 29(10):1649-1672.
- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente, Panamá). *en preparación*. Guía metodológica para los planes generales de manejo. Ciudad Panamá. Primer borrador.
- Anderson, A; Alegretti, M; Almeida, M; Schwarzmann, S; Menezes, M; Mattoso, R; Fleischfresser, V; Felipe, D; Eduardo, M; Wawzyniak, V; Arnt, R. 1994. O destino da floresta: reservas extrativistas e desenvolvimento sustentável na Amazônia. Relume-Dumará: Rio de Janeiro.
- Antinori, C; Bray, D. 2005. Community forest enterprises as entrepreneurial firms: economic and institutional perspectives from Mexico. *World Development* 33(9): 1529-1543.
- Argüelles, LA; Synnott, T; Gutiérrez, S; del Ángel, B. 2005. Regeneración y silvicultura de la caoba en la Selva Maya mexicana Ejido de Noh Bec. *Recursos Naturales y Ambiente* 44: 45-52.
- Banco Mundial. 2004. *Sustaining forests: a development strategy*. Washington, D.C., The World Bank.
- Bebbington, A. 1999. Capitals and capabilities: a framework for analyzing peasant viability, rural livelihoods and poverty. *World Development* 27(12): 2021-2044.
- Bray, D; Merino-Pérez, L; Barry, D. 2007. Los bosques comunitarios de México: manejando para paisajes sustentables. México, D.F, Instituto Nacional de Ecología.
- Bray, DB; Antinori, CY; Torres-Rojo, JM. 2006. The Mexican model of community forest management: The role of agrarian policy, forest policy and entrepreneurial organization. *Forest Policy and Economics* 8(4): 470-484.
- Buck, L; Geisler, CC; Schelhas, J; Wollenberg, E. (eds.). 2001. *Biological diversity balancing interests through adaptive collaborative management*. Washington D.C., CRC Press.
- Chambers, R; Conway, G. 1991. *Sustainable rural livelihoods: Practical concepts for the 21st century*. IDS Discussion Paper 296. Sussex, UK, Institute of Development Studies (IDS).
- Chirif, A; García-Hierro, P. 2007. *Marcando territorio: progreso y limitaciones de la titulación de territorios indígenas en la Amazonia*. Copenhagen, DK, IWGIA.
- Colchester, M; Boscolo, M; Contreras-Hermosilla, A; d. Gatto, F; Dempsey, J; Lescuyer, G; Obidzinski, K; Pommier, D; Richards, M; Sembiring, SN; Tacconi, L; Vargas, MT; Wells, A. 2006. *Justice in the forest: rural livelihoods and forest law enforcement*. Bogor, ID, CIFOR.
- DFID (Departamento para el Desarrollo Internacional). 1999. *Hojas orientadoras sobre los medios de vida sostenibles*. Londres, UK, DFID.
- Farrington, J; Bebbington, A. 1993. *Reluctant partners? Non-government organizations, the state and sustainable agricultural development*. London, UK, ODI.
- Fisher, RJ. 1995. *Collaborative management of forests for conservation and development*. Gland, CH, IUCN/WWF.
- Galloway, G; Kengen, S; Louman, B; Stoian, D; Carrera, F; González, L; Trevin, J. 2005. *Changing paradigms in the forestry sector of Latin America*. In Mery, G; Alfaro, R; Kanninen, M; Lobovikov, M. (eds.). *Forests in the global balance – changing paradigms*. IUFRO World Series 17. Helsinki, FI. Cap. 15: 243-264.
- Galván, O; Louman, B; Galloway, G; Obando, G. 2006. Efecto de la iluminación de copa en el crecimiento de *Pentaclethra macroleoba*

- y *Goethalsia meiantha*; implicaciones para la silvicultura de los bosques tropicales húmedos. Recursos Naturales y Ambiente 46-47: 117-126.
- Gibbon, P. 2000. Global commodity chains and economic upgrading in less developed countries. Working paper subseries on globalisation and economic restructuring in Africa. VIII/CDR Working Paper 00.2. Copenhagen, DK, CDR.
- Hall, A. 2000. Environment and development in Brazilian Amazonia: from protectionism to productive conservation. In Hall, A. (ed.). Amazonia at the crossroads: The challenge of sustainable development. London, UK, Institute of Latin American Studies, London University.
- Holt-Giménez, E. 1996. The *campesino a campesino* movement: Farmer-led agricultural extension. London, UK, ODI. Network Paper 59a.
- Homma, AKO. 1992. The dynamics of extraction in Amazonia: a historical perspective. In Nepstad, DC; Schwartzman, S. (eds.). Non-timber products from tropical forests: Evaluation of conservation and development. New York, US, New York Botanical Garden. p. 23-31.
- INAFOR (Instituto Nacional Forestal). 2004. Guía metodológica para la elaboración del plan mínimo de manejo forestal. Consultado el 30-11-2006. http://www.inafor.gob.ni/documentos_tecnicos/guias.html.
- INRENA (Instituto Nacional de Recursos Naturales). 2006. Resolución Jefatural 232-2006. Lima, PE.
- ITTO (International Tropical Timber Organisation). 2007. Tapping the potential of communities. Tropical Forest Update 4. 32 p.
- Kaimowitz D., A. Angelsen. 1999. The World Bank and non-forest sector policies that affect forests. Bogor, ID, CIFOR.
- _____. 2002. Pobreza y bosques en América Latina: una agenda de acción. Revista Forestal Centroamericana 39-40:13-15.
- _____. 2003. Forest law enforcement and rural livelihoods. International Forestry Review 5(3):199-210.
- Kanninen, M; Murdiyarsa, D; Seymour, F; Angelsen, A; Wunder, S; German, L. 2007. Do trees grow on money? The implications of deforestation research for policies to promote REDD. Bogor, ID, CIFOR. 61 p.
- Kaplinsky, R; Morris, M. 2001. A handbook for value chain research. Sussex, UK, IDS.
- Klooster, D. 2000. Institutional choice, community, and struggle: A case study of forest co-management in Mexico. World Development 28(1): 1-20.
- _____. 2005. Environmental certification of forests: The evolution of environmental governance in a commodity network. Journal of Rural Studies 21(4): 403-417.
- Larson, A; Pacheco, P; Toni, F; Vallejo, M. 2006. Exclusion and inclusion in Latin America forestry: whither decentralization? Bogor, ID, CIFOR.
- Lescure, J. 2000. Algumas questões a respeito do extrativismo. En Emperaire L. (ed.). A floresta em jogo: o extrativismo na Amazônia central. São Paulo, BR, UNESP.
- Lima, E; Leite, AA; Nepstad, D; Kalif, K; Azevedo-Ramos, C; Pereira, C; Alencar, A; Silva Jr. UL; Merry, F. 2003. Florestas familiares: Um pacto sócio-ambiental entre a indústria madeireira e a agricultura familiar na Amazônia. Belém, BR, IPAM.
- Louman, B; Pinelo, G; Carrera, F; Morales, J. 2001. Informe de avances en el monitoreo de la dinámica del bosque en Petén, Guatemala. Informe interno preparado para CONAP, CONAP/CATIE/NPV. Turrialba, CR, CATIE. 30 p.
- Medina, G; Pokorny, B. 2008. Avaliação financeira do manejo florestal comunitário. Brasília, BR, ProManejo/IBAMA. 6 p.
- MINAG (Ministerio de Agricultura de Perú). 2006. Uña de gato. In Recursos forestales, portal agrario. Consultado el 06 dic. 2006. (URL: http://www.minag.gob.pe/rnn_una.shtml).
- Miranda, PSCO. 1990. Pensar extensionista. Um caso de cegueira induzida. Preâmbulo para um estudo crítico da extensão rural no Estado do Pará. In Flores, CM; Mitschein, TA. (eds.). Realidades amazônicas no fim do Século XX. Belém, BR, UNAMAZ/UFGA. p. 365-431.
- Morales, ME; Galloway, G; Prins, K; Nilsson, M; Louman, B. 2000. Costa atlántica hondureña: manejo forestal en una comunidad campesina. Revista Forestal Centroamericana no. 30:12-17.
- Neumann, P. 2006. Making political ecology. New York, Oxford University Press.
- Nigland, GP. 2007. Informe del monitoreo administrativo financiero realizado a las empresas forestales comunitarias de SIPBAA R.L., CEPISA y KIWATIGNI R.L., ubicadas en la región autónoma atlántico norte (R.A.A.N.) Nicaragua. Puerto Cabezas, NI, WWF. 39 p.
- Nittler, J; Tschinkel, H. 2005. Community forest management in the Maya Biosphere Reserve of Guatemala: Protection through profits. USAID/SANREM/University of Georgia.
- Pacheco, P. 2003. Municipalidades y participación local en la gestión forestal en Bolivia. In Ferroukhi, L. (ed.). La gestión forestal municipal en América Latina. Bogor, ID, CIFOR/IDRC. p. 19-56.
- Pokorny, B; Johnson, J. 2008. Community forestry in the Amazon: The unsolved challenge of forests and the poor. London, UK, ODI Natural Resource Perspectives no. 112. 4 p.
- Poole, N. 2004. Perennialism and poverty reduction. Development Policy Review 22(1): 49-74.
- Ribot, JC. 2002. Democratic decentralization of natural resources: institutionalizing popular participation. Washington D.C., World Resources Institute.
- Rockwell, C; Kainer, KA; Marcondes, N; Baraloto, C. 2007. Ecological limitations of reduced impact logging at the smallholder scale. Forest Ecology and Management 238: 365-374.
- Rogers, EM. 2003. Diffusion of innovations. 5 ed. New York, The Free Press.
- Sabogal, C; de Jon, W; Pokorny, B; Louman, B. (eds.). 2008. Manejo forestal comunitario en América tropical: Experiencias, lecciones aprendidas y retos para el futuro. Belém, Brasil, CIFOR-CATIE. 294 p.
- Santana, AC; Gomes, SC; Fernandes, AR; do N. Botehlo, M. 2003. Perfil do profissional de ciências agrárias formado na Universidade Federal Rural da Amazônia: empregadores, graduados e instituições correlatas. Belém, BR, UFRA. 306 p.
- Schroth, G; da Mota, MSS; Lopes, R; de Freitas, AF. 2004. Extractive use, management and in situ domestication of a weedy palm (*Astrocaryum tucuma*) in the central Amazon. Forest Ecology and Management 202(1-3): 161-179.
- Snook, L. 2005. Aprovechamiento sostenido de caoba en la Selva Maya de México de la conservación fortuita al manejo sostenible. Recursos Naturales y Ambiente 44: 9-18.
- Stoian, D. 2005. La economía extractivista de la Amazonía norte boliviana. Bogor, IN, CIFOR.
- _____; Donovan, J. 2004. Articulación del mundo campesino con el mercado: integración de los enfoques de medios de vida y cadena productiva. In CATIE (ed.). Memorias de la Semana Científica 2004. Turrialba, CR, CATIE. p. 14-16.
- Taylor, LP. 2001. Community forestry as embedded process: two cases from Durango and Quintana Roo, Mexico. International Journal of Sociology of Agriculture and Food 9(1): 59-81.
- Tomich, T P; Cattaneo, A; Chater, S; Geist, HJ; Gockowski, J; Kaimowitz, D; Lambin, EF; Lewis, J; Ndoye, O; Palm, C; Stolle, F; Sunderlin, W; Valentim, JF; van Noordwijk, M; Vosti, SA. 2005. Balancing agricultural development and environmental objectives: assessing tradeoffs in the humid tropics. In Palm, CA; Vosti, SA; Sanchez, PA; Ericksen, PJ; Juo, ASR. (eds.). Slash and burn: the search for alternatives. New York, Columbia University Press.
- Toni, F; Kaimowitz, D. 2003. Municípios e gestão florestal na Amazônia. Natal, BR, A.S. Editores. p. 23-63.
- WFP (World Food Programme). 2001. Natural resource management and livelihoods: from policy to practice. Programming Guidance. Rome, IT, WFP.
- White, A; Martin, A. 2002. Who owns the world's forests? Washington D.C., Forest Trends.
- Wilkie, DS; Godoy, RA. 1996. Trade, indigenous rain forest economies and biological diversity: model predictions and directions for research. In Pérez, MR; Arnold, JEM. Current Issues in non-timber forest products research. Bogor, ID, CIFOR.
- Zuidema, P. 2003. Ecología y manejo del árbol de castaña (*Bertholletia excelsa*). Serie científica no. 6. PROMAB/Universidad de Utrecht. 118 p.

CFM 2009



XIII Congreso Forestal Mundial
XIII World Forestry Congress
XIII Congrès forestier mondial
Buenos Aires | Argentina

**DESARROLLO FORESTAL
EQUILIBRIO VITAL**

En junio de 2005, en su 128º período de sesiones celebrado en Roma, Italia, el Consejo de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) eligió a la República Argentina como país anfitrión y organizador del XIII Congreso Forestal Mundial. Este evento, que se lleva a cabo cada seis años, se realizará entre el 18 y el 25 de octubre de 2009 en la Ciudad de Buenos Aires y se espera que participen en el mismo aproximadamente 6.000 personas de más de 160 países.

"Desarrollo forestal, equilibrio vital" es el lema de este XIII Congreso Forestal Mundial y se lo abordará desde las perspectivas sociales, ecológicas y económicas. Esto permitirá brindar espacios para el análisis de las funciones de este recurso natural en el contexto local, regional y global. En ese sentido, se destacará la importancia de todo tipo de bosque y su aporte al desarrollo sostenible del planeta. Se convocará a reconocidos disertantes internacionales, organizaciones académicas, productoras, ambientalistas, comunidades indígenas y rurales, administradores, funcionarios especializados y políticos vinculados al sector con el fin de que el Congreso ofrezca una perspectiva global integradora sobre el futuro de los bosques.

Las distintas instituciones sectoriales de la República Argentina participan en la organización de este importante evento. El Congreso incluirá una semana de disertaciones, conferencias, mesas redondas, eventos paralelos y exposiciones. En las dos semanas posteriores, los participantes del Congreso podrán acceder a una amplia oferta de viajes de estudio y esparcimiento a diversos tipos de bosques y paisajes del país. Esto les dará la posibilidad de conocer las variadas actividades del sector forestal así como los fascinantes paisajes y ambientes de la Argentina.

La República Argentina cuenta con alrededor de 33 millones de hectáreas de bosques nativos y 1,1 millones de bosques plantados, cubriendo una gran heterogeneidad de ecosistemas: desde selvas húmedas hasta bosques subhúmedos, templados, semiáridos y áridos. Gracias a una extensa red de áreas protegidas, los viajes de estudio organizados a los diferentes sistemas forestales del país ofrecerán la oportunidad única de combinar el estudio de la actualidad de diversas realidades forestales locales con visitas a ecosistemas boscosos protegidos de gran belleza escénica.

El país y la ciudad de Buenos Aires en particular ofrecen óptimas condiciones para hospedar y organizar un evento de la magnitud de un Congreso Forestal Mundial. Se trata de una plaza favorable en términos de accesos e infraestructura, al tiempo que se posiciona como un sitio propicio para encuentros de esta naturaleza gracias a su amplia oferta turística y hotelera, así como su diversidad cultural y científica.

www.cfm2009.org
info@cfm2009.org

CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) es un centro regional dedicado a la investigación y la enseñanza de posgrado en agricultura, manejo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. Sus miembros son el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Belice, Bolivia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, República Dominicana, Venezuela y España.



Solutions for environment and development
Soluciones para el ambiente y desarrollo

Sede Central 7170 CATIE, Turrialba, Costa Rica
Tel. (506) 2558-2312 • Fax: (506) 2558-2051

www.catie.ac.cr

