



# **Programa de Monitoreo Ecológico de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica (PROMEC-CR)**

**Etapa 1: 2006-2010**

**Documento técnico de referencia**

**El monitoreo ecológico como componente integral  
del manejo de Áreas Protegidas y Corredores  
Biológicos en los Trópicos: conceptos y práctica**

Bryan Finegan y Margarita Céspedes Agüero

## Dedicatoria

*Los dolores que provocan las necesidades de la naturaleza, nos son monitores que nos advierten de males mayores, de los cuales son los presagios*

John Locke, filósofo inglés (1632-1704)

## Contenido

1. Introducción .....	6
2. Marco conceptual: hacia el Manejo Adaptativo de Áreas Funcionales para la Conservación	7
2.1 Desde Áreas Protegidas hacia Áreas Funcionales para la Conservación en Mesoamérica .....	7
2.1.1 La evolución de los enfoques de conservación .....	7
2.1.2 Los Corredores Biológicos, un nuevo desafío.....	10
2.2 Manejo adaptativo y monitoreo para la conservación .....	13
2.2.1 Marco general .....	13
2.2.2 Tipos de monitoreo usados en conservación .....	15
2.4 El monitoreo ecológico.....	19
3. Consideraciones técnicas y científicas del uso del monitoreo ecológico como componente del manejo para la conservación.....	27
3.1 La necesidad de usar indicadores .....	27
3.2 Candidatos para indicadores .....	29
3.2.1 especies, características de hábitat, y comunidades .....	29
3.2.2 Sensores remotos, SIG y la aplicación de la ecología de paisajes.....	32
3.2.3 Ejemplos de sistemas regionales, nacionales o subnacionales de monitoreo ecológico para la conservación.....	36
3.3 Metodologías, incertidumbre y la importancia del cambio observado .....	40
Característica .....	43
Asignación de puntajes.....	43
Monitoreo de datos .....	43
4. El diseño de programas de monitoreo.....	45
4.1 Introducción .....	45
4.2 Identificación de actores y de los grupos de interés.....	45
4.3. Objetivos y objetos de monitoreo.....	47
4.4. Línea base y el análisis de amenazas y presiones .....	49
4.5 El modelo conceptual .....	50
4.6. La selección de indicadores .....	51
4.7 La selección de los métodos de monitoreo y el diseño .....	51
4.8 Reunión y revisión de los datos.....	52
4.9 Definición de criterios para la evaluación de tendencias en los indicadores .....	53
4.10 Aspectos complementarios.....	53
5. Descripción y evaluación de los indicadores seleccionados para la etapa 1 del PROMEC-CR (2006-2010).....	54
5.1 Introducción .....	54
5.1.1 Estructura del PROMEC-CR.....	54
5.1.2 La necesidad de definir una clasificación nacional oficial de cobertura de la tierra.....	58
5.2 Indicadores para la aplicación inmediata .....	58

5.2.1 Área y grado de fragmentación actuales del hábitat natural correspondiente a cada unidad fitogeográfica, totales y dentro de las diferentes categorías de áreas protegidas.....	58
5.2.2 Área y grado de fragmentación de la cobertura boscosa y agroforestal de los principales corredores biológicos.....	59
5.2.3 Efectividad de manejo de las Áreas Protegidas estatales.....	60
5.3 Indicadores adicionales para prueba durante la primera etapa del PROMEC-CR (2006-2010).....	63
5.3.1 Índice de lista Roja para aves residentes.....	63
5.3.2 Avance de la gestión de los principales corredores biológicos .....	63
5.3.4 Estructura, composición y tasas de recambio de los principales tipos de bosque .....	67
5.3.5 Área de hábitat apropiado para grupo de especies-paisaje.....	67
5.4 Indicadores complementarios.....	68
5.4.1 Tendencias de la temperatura y precipitación, incluyendo los eventos hidrometeorológicos extremos.....	68
6. Literatura citada .....	70
6. Literatura citada .....	70
Anexo 1. Hojas de evaluación de los indicadores propuestos para el PROMEC-CR .....	83
Explicación de las hojas de evaluación .....	¡Error! Marcador no definido.
Hoja de evaluación .....	84

## 1. Introducción

La conservación de la biodiversidad resulta ser mucho más complicado que lo que se creía (Redford *et al.* 2003). La sociedad ha mostrado gran creatividad en su respuesta a este desafío y numerosas estrategias y enfoques de conservación han evolucionado en los últimos años. Dentro de este proceso son reconocibles al menos cuatro tendencias transversales interrelacionadas:

- la evolución de los conceptos y estándares de sostenibilidad o buen manejo con su reconocimiento de las dimensiones ecológica-, social, política y económica
- dentro de los conceptos y estándares de sostenibilidad, el establecimiento del manejo adaptativo como respuesta a la complejidad e incertidumbre inherentes en el manejo de recursos naturales dentro del contexto de los sistemas sociales, económicos y políticos que impactan en ellos
- La amplia aceptación y participación política que han tenido los procesos internacionales tales como la Convención de Diversidad Biológica (CDB) con sus respectivas obligaciones para los países firmantes en cuanto a la demostración del grado de cumplimiento con los compromisos que establecen (Recuadro 1)

### **Recuadro 1 Un objetivo global para la conservación: la meta 2010 de la Convención de Diversidad Biológica (CDB)**

Durante la Cumbre sobre Desarrollo Sostenible, celebrada en Johannesburgo en el año 2002, 190 países firmantes de la Convención de Diversidad Biológica (CBD) aprobaron el plan estratégico de esa convención, que establece como misión el *lograr para el año 2010 una reducción significativa de la tasa actual de pérdida de biodiversidad a los niveles global, regional y nacional, para contribuir al alivio de la pobreza y en beneficio de toda la vida en la tierra* (ver Balmford et al. (2005), y <http://www.biodiv.org/doc/meetings/cop/cop-06/official/cop-06-20-part2-en.pdf>).

La meta 2010 como fue formulada por la CDB es en sí, sumamente ambiciosa, pero hay al menos un caso de un grado aun mayor de ambición, que es la meta de la Unión Europea de detener totalmente la pérdida de biodiversidad en sus países miembros, para ese mismo año (Mace *et al.* 2005).

La necesidad de evaluar los avances respecto a esta meta ha catalizado mucha actividad en torno al monitoreo ecológico.

- la creciente conciencia de las amenazas sobre la integridad de los territorios más importantes para la conservación de la biodiversidad, las Áreas Protegidas, y de la necesidad de una generación y uso sistemáticos de información sobre las mismas como base para la mitigación de amenazas

Entre la diversidad de implicaciones que tienen estas tendencias figura una clara: de que el manejo de los recursos naturales en general, y el manejo para la conservación en particular, requieren de un flujo continuo de información sobre aspectos prioritarios del sistema que se pretende manejar. La información se requiere para el aprendizaje y el mejoramiento continuo que requiere el buen manejo y que son la columna vertebral del manejo adaptativo. Se requiere para que los países firmantes de la CBD demuestren su grado de cumplimiento con sus obligaciones y sepan que deben hacer para mejorarlo. Esta información es generada a través de programas de monitoreo, y es la meta del presente documento, hacer una síntesis sobre los conceptos y la práctica del monitoreo ecológico y su aplicación al manejo para la conservación en áreas protegidas y corredores biológicos.

## **2. Marco conceptual: hacia el Manejo Adaptativo de Áreas Funcionales para la Conservación**

### **2.1 Desde Áreas Protegidas hacia Áreas Funcionales para la Conservación en Mesoamérica**

#### *2.1.1 La evolución de los enfoques de conservación*

En la actualidad hay más de 100 000 áreas protegidas (AP) alrededor del mundo, que según algunas estimaciones cubren más del 12 % de la superficie de la tierra (p.e. Chape *et al.* 2005). El papel central de las áreas protegidas en la conservación y utilización sostenible de la diversidad biológica, cumpliendo los objetivos señalados en el Cuadro 1, es reconocido ampliamente (Hockings *et al.* 2000, WWF 2004). Estudios recientes de la efectividad de las AP tropicales han generado conclusiones muy positivas, especialmente con relación al combate de la deforestación, la más severa amenaza a la biodiversidad (Bruner *et al.* 2001, WWF 2004) después del cambio climático (cuya mitigación desafortunadamente no está dentro de la influencia directa de los administradores de las AP). La importancia de las AP ha sido enfatizada en las decisiones de la Conferencia de las Partes de la Convención sobre Diversidad Biológica, específicamente en el Artículo 8 de la Convención sobre la conservación *in situ* donde se señala entre otros el compromiso de las partes de establecer un sistema de áreas protegidas (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 1992). Este mismo compromiso es reiterado en el Plan de acción de Durban donde una de las metas

**Cuadro 1. Objetivos de las áreas protegidas definidas por ONG internacionales.**

Objetivos de conservación de las redes de áreas protegidas (WWF 2004)	Objetivos específicos de manejo de las áreas protegidas (IUCN 1994)
<ul style="list-style-type: none"> <li>❖ Mantenimiento de especies y ecosistemas que no pueden sobrevivir afuera</li> <li>❖ Proveer un sitio seguro para las especies amenazadas en aquellos lugares donde los cambios en el uso del mar y la tierra han sido amplios para permitir a las especies silvestres un lugar para respirar hasta que una combinación de restauración y manejo sostenible cree un más conveniente hábitat</li> <li>❖ Mantener poblaciones saludables de especies para renovar y ayudar a mantener poblaciones en paisajes manejados terrestres y marinos</li> <li>❖ Crear laboratorios vivientes donde los científicos y conservacionistas puedan aprender más acerca de cómo trabajan los ecosistemas y además como se acomoda la biodiversidad en otras áreas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>❖ Protección de zonas silvestres</li> <li>❖ Preservación de las especies y la diversidad genética</li> <li>❖ Mantenimiento de los servicios ambientales</li> <li>❖ Protección de características naturales y culturales específicas</li> <li>❖ Turismo y recreación</li> <li>❖ Educación</li> <li>❖ Utilización sostenible de los recursos derivados de ecosistemas naturales</li> <li>❖ Mantenimiento de los atributos culturales y tradicionales</li> <li>❖ Investigación científica</li> </ul>

claves es mejorar la contribución de las AP a la conservación de la biodiversidad, recomendándose el establecimiento de medios eficaces de monitoreo y de evaluación para lograr esta meta (IUCN 2003).

¿Qué cosas, exactamente, pretende la sociedad conservar en tierras priorizadas para esta función? La respuesta general está en el Cuadro 1, pero algunas diferencias entre los dos juegos de objetivos de conservación planteados allí pueden interpretarse en términos del lapso de diez años entre la publicación de la primera y la publicación de la segunda.

Por supuesto, las especies siguen siendo una de las categorías principales de objetos de conservación<sup>1</sup>. Sin embargo, una mayoría de los individuos y organizaciones involucrados en la conservación reconocen que las dificultades y las ineficiencias de los enfoques de conservación fundamentados en las especies hacen necesario que los hábitat o comunidades naturales como tales sean también objetos principales (Scott *et al.* 1991, Meffe y Carroll 1994, Maybury 1999, ver el Cuadro 2). Este reconocimiento está acompañado por el supuesto clave de que la conservación de una comunidad implica la conservación de la mayoría de las especies que ella contiene (cabe señalar que el hecho de que las comunidades naturales sean objetos de conservación conlleva, por supuesto, la necesidad de identificar y mapearlas como base imprescindible de información para el manejo).

<sup>1</sup> “Los objetos de conservación son un número limitado de especies, comunidades naturales o sistemas ecológicos que representan la biodiversidad de un paisaje a ser conservado o de una área protegida”; Parrish *et al.* (2003).



**Cuadro 2. La importancia de la escala de comunidad en la conservación y el monitoreo.**

- ❖ Las comunidades tienen valor inherente que se debe conservar. Ellas envuelven una única combinación de interacciones entre especies y contribuyen a importantes funciones de los ecosistemas.
- ❖ Las comunidades pueden ser usadas como indicadores (sustitutos o surrogates en inglés) de especies y procesos ecológicos, particularmente en áreas de alta riqueza de especies y escasa información como los trópicos.
- ❖ Protegiendo comunidades, nosotros protegemos muchas especies, no solo la definidas como objetos de conservación. Esto es especialmente importante por el pobre conocimiento de los grupos tales como hongos e invertebrados.
- ❖ El monitoreo del cambio en el tiempo es a veces más significativo cuando se hace a nivel de comunidades. Los cambios pueden ser detectados en la abundancia de todas las especies, incluyendo la proporción de especies no nativas, en la estructura, tal como el desarrollo de las características de crecimiento, y en las funciones, tales como las alteraciones en el ciclo de nutrientes.
- ❖ Las comunidades son importantes herramientas para caracterizar sistemáticamente los patrones y condiciones de los ecosistemas y paisajes.

Fuente: Maybury (1999)

Finalmente, la conservación requiere atención explícita a los procesos ecológicos y evolutivos que generan y mantienen la biodiversidad (Noss 1990). Este requerimiento se ve plasmado a varios niveles. Sustenta las acciones de conservación de especies individuales, por las funciones claves que desempeñan en las comunidades - por ejemplo, el jaguar como depredador. Pero su consecuencia más importante para el manejo para la conservación se encuentra, tal vez, en el reconocimiento de que la mayoría de las áreas protegidas no pueden cumplir sus objetivos de conservación si se conciben y se manejan como áreas aisladas. Es ampliamente aceptado que el grado de deficiencia que presenta una área protegida con respecto al cumplimiento de sus objetivos es inversamente proporcional (entre otras cosas) a su tamaño (Meffe y Carroll 1994 capítulo 10). En este sentido es un elemento imprescindible de la educación de todos los interesados en la conservación en Mesoamérica el análisis que presentan Miller *et al.* (2001, pp. 8-11) de las áreas protegidas de la región: aunque éstas cubren el 11% de la superficie terrestre, de un total de 368 AP, 207 (el 56%) fueron caracterizadas como pequeñas (<10,000 ha) y sólo 18 (el 4.9%) como grandes (>100,000 ha). La superficie promedio de las AP terrestres fue apenas 18,400 ha (Miler *et al.* 2001). Estas cifras señalan claramente que sólo por razones de tamaño, una mayoría de las AP de la región están probablemente en este momento perdiendo sus especies más vulnerables a la reducción del área de su hábitat, y que probablemente ninguna AP de Mesoamérica tiene suficiente tamaño como para ser considerada libre del peligro de que se extingan en él especies o se impidan o se desvanezcan procesos ecológicos y evolutivos. Resulta por lo tanto prioritario el desarrollo y la implementación de redes interconectadas de territorios desempeñando diferentes funciones orientadas hacia los objetivos superiores de conservación - áreas funcionales para la conservación (AFC; Poiani *et al.* 2000; para Costa Rica, ver por ejemplo Powell *et al.* 2000).

Con relación a las ideas anteriores, la concepción de las áreas protegidas (AP) en América Latina ha evolucionado de una serie de áreas escogidas individualmente por su carácter único, hacia un concepto de sistemas de AP interconectados (Primack et al. 1998, Meffe y

Carroll 1997, Secretaría Técnica ... 2004). El ejemplo más evidente de esta tendencia en Mesoamérica es, por supuesto, el Corredor Biológico Mesoamericano que propone unir las áreas protegidas de la región en una sola AFC a gran escala (Miller *et al.* 2001). Esta unificación se lograría a través de los corredores individuales nacionales y binacionales.

Además de definir qué conservar, las ciencias de la conservación han logrado avances notorios en la definición de lugares en donde será conservado, en relación tanto a su ubicación geográfica como a los atributos (de tamaño, por ejemplo) que deben poseer. En relación a este tema algunos autores definen tres “camino primarios” generales complementarias hacia una planificación espacial adecuada para la conservación (Noss 1996) - a través de un criterio de *representación* de tipos de comunidad natural centro de las áreas de conservación, a través de un criterio de *elementos especiales* (áreas, a menudo pequeñas, que poseen características biológicas especiales o únicas que requieren de atención especial para su conservación), o a través de un criterio de *especies de áreas grandes*, especies que requieren de grandes extensiones de territorio para la satisfacción de sus necesidades, y cuya conservación aporta a la conservación de las comunidades que se encuentran dentro de esos territorios. Cada uno de estos caminos primarios de planificación espacial tiene implicaciones para el monitoreo, que se retomarán más adelante.

### 2.1.2 Los Corredores Biológicos, un nuevo desafío

Los corredores biológicos (CB) se han convertido en un elemento estratégico de la conservación en Mesoamérica pero aun al cabo de ocho años de desarrollo conceptual y gestión dentro del marco del CBM (CCAD-PNUD/GEF 2005), siguen representando un gran desafío para el manejo para la conservación en general y para el monitoreo en particular (véase también García 2002).

El desafío se compone de varios elementos:

- *El debate científico.* La eficacia de los CB ha sido tema de debate entre investigadores durante mucho tiempo (los interesados pueden consultar literatura que incluye Simberloff *et al.* (1992), a través de las revisiones por Rosenberg *et al.* (1997) Beier y Noss (2000) y Debinski y Holt (2000) hasta Levey *et al.* 2005 y Proches *et al.* 2005). Al respecto, los autores del presente comparten lo expresado por Bennett (2004, p.8) entre muchos otros: es más probable que las poblaciones, comunidades y 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 son fragmentos dispersos y ecológicamente aislados. Que los escépticos demuestren que no es así si desean (Beier y Noss 2000).

- *Conservación y conectividad en territorios dominados por la actividad humana.* Los CB de la región son en gran medida paisajes fragmentados con las correspondientes implicaciones para su funcionalidad ecológica y donde más que nunca, la participación local es una condición imprescindible para el éxito de cualquier propuesta de conservación. Este hecho inclusive puede agudizar el debate científico sobre la eficacia de los CB y llevarlo más allá de sus dimensiones actuales. Esto se debe a que ese debate en gran medida enfoca el concepto original ecológico del CB como “franja de hábitat relativamente intacto diseñada para conectar fragmentos de hábitat” (p.e. Hilty y Merenlender 2004), y no el escenario interdisciplinario, heterogéneo y de mayor escala de los CB mesoamericanos. Pero aun si los corredores mesoamericanos no llegaran nunca a figurar en debates científicos internacionales, es vital ampliar y profundizar el conocimiento de la funcionalidad de los CB y éste parece que deberá ser un papel clave del monitoreo.
- *Falta de propuestas para el monitoreo de los CB.* La revisión de literatura que formó la base del presente trabajo no encontró propuestas explícitas para el monitoreo ecológico en los corredores biológicos. Lo propuesto para el PROMECCR, entonces, representará un esfuerzo pionero.
- *La necesidad de uniformizar enfoques para el planteamiento de objetivos de los CB.* Las diferentes categorías de áreas protegidas tienen objetivos diferentes de acuerdo con sus características, un ordenamiento conceptual y práctico que aun falta en el caso de los corredores. Para el caso de Costa Rica, la información recopilada por Rojas y Chavarría (2005) muestra una diversidad de objetivos para 34 propuestas de CB. Esto por un lado es deseable - aunque el objetivo principal sea la provisión de conectividad entre las AP y así, funcionalidad para las AFC, los diferentes CB pueden en realidad cumplir varios objetivos de conservación en diferentes grados, de acuerdo con las características de cada uno (Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano 2002; véase también el Recuadro 2). Por otro lado, algunos de los objetivos establecidos en las propuestas pueden no ser apropiados para los corredores biológicos en general, o algunos pueden ser no apropiados para un CB particular debido a sus características. Cabe reiterar que la definición clara de objetivos para el CB es una precondition para la definición clara de objetivos para su monitoreo (ver el Recuadro 2 y la Sección 4).

**Recuadro 2. Un ensayo sobre las funciones de conservación y los objetivos de manejo de los corredores biológicos.**

En su tamaño, grado de influencia humana y otros factores, los corredores biológicos de Mesoamérica van mucho más allá del concepto ecológico original de corredor como franja de hábitat que une dos parches de hábitat. Aunque su función principal sea la provisión de conectividad entre las áreas protegidas, otras funciones de interés para la conservación pueden ser cumplidas por un CB dependiendo de características como su área y su cobertura de hábitat natural y otros usos de la tierra con diferentes impactos respecto a los objetivos de conservación. Este hecho es reconocido en los documentos técnicos del CBM (por ejemplo, Miller *et al.* 2001 y Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano 2002, p. 36). El presente recuadro presenta un ensayo sobre las funciones de conservación que pueden ser cumplidas por cuatro corredores biológicos de Costa Rica. Las funciones son las establecidas con relación a la conservación en paisajes dominados por la actividad humana por Finegan y Bouroncle (en prensa).

**Comparación de cuatro corredores biológicos de Costa Rica con base en sus funciones de conservación. Los asteriscos indican el potencial del CB respecto a cada función, \*\*\* es el máximo**

Corredor	Area (000 ha)	% bosque	Conectividad	Conservar especies prioritarias	Representatividad	Amortiguamiento, habitat
San Juan-La Selva <sup>1</sup>	250	60	***	***	***	***
Turrialba-Jiménez <sup>2</sup>	74	46	***	**	**	**
Hojancha-Nandayure <sup>3</sup>	22	75	***	*	-	**
Alexander Skutch <sup>4</sup>	6	47	***	-	-	*

<sup>1</sup>Chassot et al. 2005; <sup>2</sup>Canet 2003, Murrieta en preparación; <sup>3</sup>Marín et al. s.f. ; <sup>4</sup>Canet 2005

Todos los CB tienen alto potencial para un manejo que cumpla con la función de conectividad entre áreas protegidas. El área de los corredores, su cobertura boscosa y la proporción de esa cobertura representada por bosque primario o bosque secundario influyen en las demás funciones.

La gestión ambiental en el CB Alexander Skutch contribuirá a la provisión de la conectividad crítica para el rescate del único relicto del bosque tropical siempreverde estacional del país. La conectividad es la única justificación que es imprescindible para una propuesta de CB. Por ser un área pequeña, las otras funciones de conservación se sugiere que no son tan importantes para este corredor, aunque puede contribuir con amortiguamiento de las AP que conecta en uno de sus sectores.

Turrialba-Jiménez es un corredor grande pero una proporción importante de su cobertura boscosa es de bosque secundario, mientras que el bosque primario se concentra en su sector sur. Estas características se considera que limitan su potencial para funciones adicionales a la de la provisión de conectividad. La misma consideración se aplica en el caso del CB Hojancha-Nandayure, cuya cobertura boscosa es en gran medida bosque secundario restaurado a través de la regeneración natural en pastizales abandonados.

San Juan-La Selva es un corredor muy grande que aun posee extensos bosques primarios, aunque estos estén modificados por la actividad maderera y la fragmentación. Su tamaño y ubicación lo hacen una área imprescindible para la función de conservación de especies consideradas prioritarias a nivel regional, siendo sobresaliente el caso de la lapa verde (*Ara ambigua*). Los tipos florísticos de bosque del corredor no están bien representados en las AP nacionales o regionales y uno de ellos es único (N. Zamora comunicación personal, INBio; Sesnie et al. en preparación). El manejo del CB entonces puede cumplir también con la función de asegurar la representatividad de las comunidades naturales del país dentro de las áreas manejadas para conservación. Las grandes extensiones de bosque en este corredor lo hacen importante para la función de amortiguamiento de las AP que conecta, tanto como la de provisión de hábitat para organismos silvestres que complementa el de las AP.

## 2.2 Manejo adaptativo y monitoreo para la conservación

### 2.2.1 Marco general

¿Qué es monitoreo? Empecemos con lo que nos cuentan diccionarios, porque en cuanto a conceptos, a veces son informativos de una manera que no alcanza la literatura científica y técnica. Una comparación del *Oxford English Dictionary* (OED) con el de la Real Academia Española (RAE; vigésima edición, 1984) nos muestra que el verbo *monitorear* aparece en el primero pero no en el segundo, y que tiene el sentido de *aconsejar*, *advertir* o *amonestar*; no obstante, el sustantivo *monitoria* es reconocido por la RAE con los mismos sentidos - un consejo, una monición, una advertencia - y es ligado a la Iglesia Católica. El nombre en inglés de las lagartijas del género *Varanus* - *monitor lizards* - refleja la creencia de que algunas de las especies dan advertencias de la presencia de cocodrilos.

Estamos entonces ante una actividad cuyo nombre refleja la necesidad de estar abiertos para recibir consejos o advertencias, o bien, de tomar iniciativas para buscar los consejos y advertencias. Dentro de este marco general, la razón de ser del monitoreo dentro de un contexto técnico/científico tiene dos facetas principales: primero, su ampliamente reconocido papel clave como componente del manejo adaptativo, y segundo, su papel muy probable como una de las fuentes primarias de información sobre los sistemas que se están manejando. Estas dos facetas se discuten a continuación.

*El monitoreo como herramienta de manejo adaptativo* Los enfoques modernos de manejo de los recursos naturales reconocen y procuran institucionalizar el hecho de que lo único constante en los sistemas bajo manejo es el cambio, y que la ocurrencia de los cambios es a veces muy poco predecible. Existe un consenso de que dentro del contexto del cambio constante, para tener posibilidades de éxito el manejo de los recursos naturales deba ser *adaptativo*. Una definición apropiada del término manejo adaptativo, adaptada de Prabhu et al. (1999) es la siguiente:

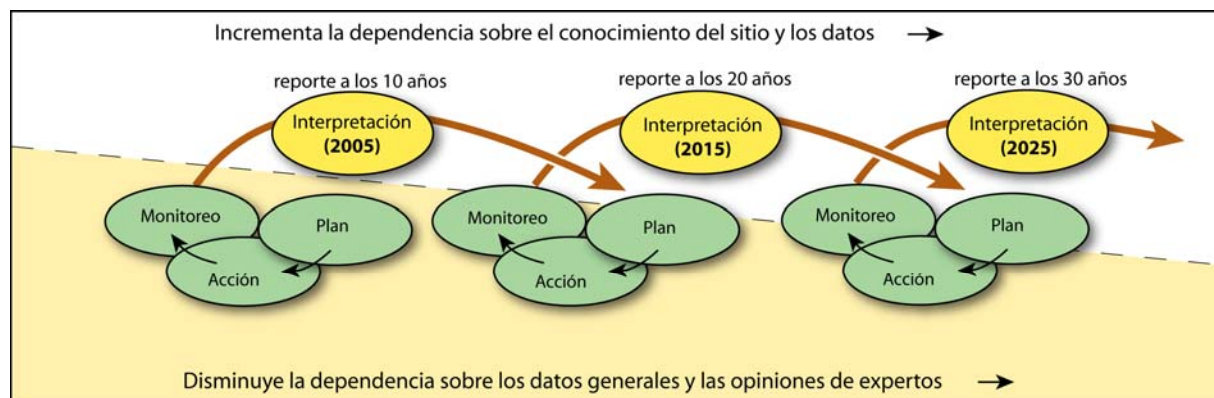
- El manejo que provee los medios necesarios para manejar sistemas ecológicos/sociales dinámicos y complejos, reconociendo la incertidumbre inherente en el proceso, identificando tendencias inesperadas e identificando y corrigiendo los errores e impactos negativos de las medidas de manejo a través del aprendizaje continuo

El manejo adaptativo es parte integral de todos los enfoques de desarrollo sostenible basado en uso y conservación de los recursos naturales que han nacido en los años después de la cumbre de Río de 1992. En cuanto al marco conceptual del manejo adaptativo, entre ejemplos importantes y muy relevantes al presente trabajo figuran el enfoque promovido por la *Alianza para la Resiliencia* (<http://www.resalliance.org/>) y los principios del enfoque ecosistémico definidos como marco para la implementación de la Convención de Diversidad Biológica (García-Azuero *et al.* 2005). En Mesoamérica el enfoque ha sido promovido implícitamente como un manejo fundamentado en planificación estratégica que entre otras cosas, reconoce las incertidumbres inherentes en el manejo de sistemas complejos (Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano 2002). Si la lectora /el lector requiere ejemplos de implementación del manejo adaptativo, sobresale el de la primera década de ejecución del Plan Forestal del Noroeste (PFN) en Estados Unidos, analizado en la Sección 3.2.3 del presente. Cabe señalar que, además, que si los ejemplos de implementación no fueran suficientes para demostrar que ésta no es una

mera moda del sector de recursos naturales, el enfoque adaptativo es considerado imprescindible para cualquier proceso de manejo que procure asegurar la calidad de su producto, minimizar los impactos ambientales de sus actividades y mejorar continuamente el manejo (ir a la página web de la Organización Internacional para la Estandarización, ISO: <http://www.iso.org/> ). Es dentro de este contexto que queda establecido el monitoreo como el componente del manejo que provee la información necesaria sobre el sistema bajo manejo para que ese manejo sea adaptativo, y tenga por ende posibilidades de ser sustentable (Fig. 1).

*El monitoreo como fuente primaria de información sobre las tierras de conservación*  
Constantemente en la comunicación sobre la conservación de la biodiversidad tropical se hace referencia a la falta de información sobre esa biodiversidad, en todos sus aspectos. La documentación sobre las áreas protegidas y los corredores biológicos típicamente incluye su ubicación geográfica y extensión junto con información biofísica general. Es también típico que la información existe en forma dispersa, aunque crecen los esfuerzos de corregir esta situación, como la Base de Datos Mundial sobre Áreas Protegidas (<http://sea.unep-wcmc.org/wdbpa/>) y, a nivel nacional, compilaciones recientes sobre corredores biológicos como la de Rojas y Chavarría (2005). Es evidente, entonces, que la implementación de un programa de monitoreo representa la implementación de un proceso de generación de información primaria sobre las áreas que están siendo monitoreadas. Los encargados del monitoreo deben institucionalizar la comunicación con proyectos de investigación que también están generando información primaria, la cual a veces puede ser necesaria para la interpretación correcta de una tendencia revelada por un programa de monitoreo (Noss 1990, Elzinga *et al.* 2001 y para un ejemplo concreto, Noon y Blakesley 2006). De esta manera, el manejo de sistemas complejos avanza desde una dependencia inicial de conceptos y principios generales y opiniones de expertos hacia un fundamento sólido en conocimientos específicos sobre el caso particular (Bormann *et al.* 2006, Fig. 1).

**Figura 1.** El aprendizaje continuo en ciclos sucesivos de manejo adaptativo. El monitoreo se aprecia como componente integral del manejo, suministrando la información que es imprescindible para el éxito. Figura por Silvia Francis, adaptada de Bormann *et al.* (2006).



*¿Qué es, entonces, monitoreo entro del contexto del manejo sostenible de los recursos naturales?* Para el presente trabajo se plantea la siguiente definición, que ha sido adaptada de varias fuentes:

- 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

Como componente integral del manejo adaptativo para la conservación (Hockings et al. 2000) el monitoreo proveerá información sobre tendencias y cambios en los indicadores seleccionados, permitirá revisar y redireccionar los objetivos y acciones del plan de manejo para reducir las amenazas, maximizando al mismo tiempo el uso de recursos ((Tucker *et al.* 2005; Terborgh y Davenport 2002; APECO *et al.* 2003; WWF 2004), y generará información primaria sobre biodiversidad.

*A quince años de la Cumbre de Río, ¿ por qué nos encontramos todavía recomendando el uso del monitoreo?*

Los argumentos a favor del manejo adaptativo son para muchos persuasivos en ambientes de discusión conceptual pero no así en ambientes de asignación de presupuesto. Un sinnúmero de factores socioeconómicos, institucionales y financieros dificultan el uso apropiado del monitoreo ecológico en la práctica, especialmente pero no únicamente en los países en desarrollo (Terborgh y Davenport 2002; ver el Cuadro 3). Tal vez el mayor problema sea que la institucionalización del monitoreo requiere de la institucionalización

**Cuadro 3. Problemas comunes en el uso del monitoreo como componente del manejo para la conservación**

Antes de empezar el programa	Del diseño	Problemas Técnicos	De la ejecución
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ambigüedades en el status legal de las tierras de conservación y en los objetivos de manejo.</li> <li>• La necesidad de hacer monitoreo no siempre es reconocida.</li> <li>• Los métodos para el monitoreo sistemático de las áreas protegidas aún no han sido perfeccionados.</li> <li>• No es claro como asignar prioridades en un programa de monitoreo y determinar que datos necesitan ser colectados.</li> <li>• La falta de comprensión de la institucionalidad del sistema de áreas protegidas.</li> <li>• Muchos piensan que el monitoreo sólo puede ser realizado por científicos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se necesita un esfuerzo interdisciplinario para el diseño que muchas veces no se consigue.</li> <li>• Colección de datos que no son usados y preguntas que no se responden, porque los datos no son útiles o verdaderos o porque no tienen conexión con las actividades desarrolladas.</li> <li>• Pobre diseño no permite concluir resultados, por la baja precisión estadística o poder para detectar cambios.</li> <li>• Uso de métodos inconsistentes o inapropiados.</li> <li>• Resultados pobres obtenidos por comparar datos de usar los mismos métodos en diferentes hábitats por asumir que son directamente comparables.</li> <li>• Programas de monitoreo no sostenible en el tiempo (financieramente).</li> <li>• No es fácil predecir el resultado de acciones humanas sobre el ecosistema.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Falta de personal calificado</li> <li>• La pequeña proporción de taxa descritos y suficientemente conocidos para hacerlos útiles en programas aplicados y la falta de manuales de identificación para la mayoría de grupos de especies tropicales.</li> <li>• Asumir como exactos los resultados y se ignoran los sesgos.</li> <li>• Falta de capacidad de análisis.</li> <li>• Dificultades para identificar indicadores para el status y cambios en los sistemas biológicos, como identificar el monitoreo de especies o grupos de las mismas como indicador de la salud del ecosistema en conjunto.</li> <li>• La naturaleza dinámica de los sistemas biológicos, sociales, económicos y políticos dificulta su entendimiento.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Falta de compromiso para implementar los planes de monitoreo.</li> <li>• Fallas para comunicar los resultados del monitoreo.</li> <li>• Cambios no programados o previstos (técnicas de medición, personal, atributo que se esta midiendo, localidad donde se esta midiendo y frecuencia y tiempo de medición).</li> <li>• Múltiples observadores difieren en sus habilidades</li> <li>• No marcar adecuadamente las parcelas permanentes no permite volver a visitarlas.</li> <li>• Resultados ambiguos por tomar parcelas tomadas a propósito a favor de ciertas especies.</li> <li>• Perdida de datos para análisis estadísticos físicamente o dentro de la organización.</li> </ul>

Fuente: Terborgh y Davenport (2002) y Salafsky y Margoluis (2000) Tucker *et al.* (2005), Elzinga *et al.* (2001), Danielsen *et al.* (2000) Oakley *et al.* (2001).

del manejo adaptativo y que siempre será difícil justificar el monitoreo dentro de una estructura tradicional de gestión. Otra faceta de la problemática es, indudablemente, que

el monitoreo no es visto como actividad de alta prioridad dentro del contexto de todo lo que involucra el manejo para la conservación (Sheil 2001). No obstante los argumentos de Sheil, para el éxito del manejo para la conservación a mediano y largo plazo es imprescindible que los países en desarrollo también institucionalicen el aprendizaje.

### *2.2.2 Tipos de monitoreo usados en conservación*

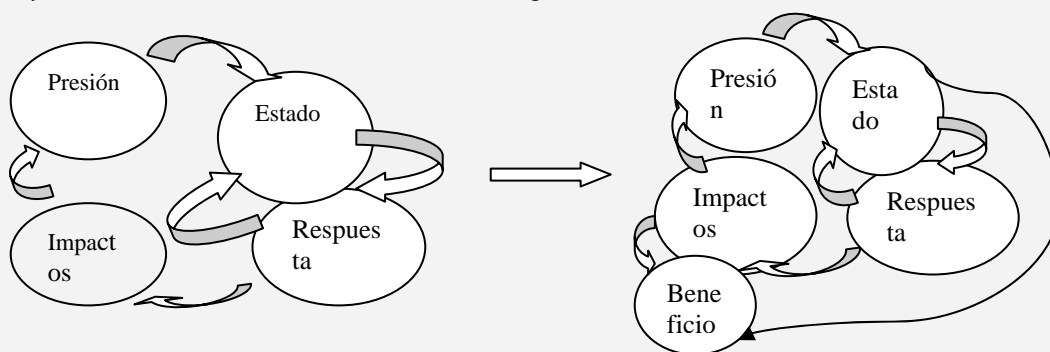
La revisión del estado del arte del monitoreo para la conservación revela el uso de una diversidad de etiquetas para caracterizar la actividad (Cuadro 4). La presente sección es un intento de encontrar orden entre esta diversidad. Los criterios más frecuentes para la clasificación del monitoreo, encontrados en la literatura, son los objetivos que persigue el monitoreo y los objetos a evaluar (Kremen *et al.* 1994; APECO *et al.* 2003; Bawa *et al.* 1999 y Tucker *et al.* 2005). Otros enfoques involucran un modelo sencillo de los factores que generan cambios en la biodiversidad, donde se cabe mencionar dos ejemplos.

*El modelo de presión-estado-respuesta* puede ser la base de un programa integral involucrando diferentes tipos de monitoreo, articulados en forma comprensible (Recuadro 4). Tucker *et al.* (2005) proponen la aplicación de este modelo, enfatizando que el monitoreo de presiones no debe sustituir el de respuestas, que representan el factor clave. El monitoreo de la presión quizás pueda ser hecho mas frecuentemente que el monitoreo del estado de la biodiversidad y usado como índice del estado de la biodiversidad, pero no debe *reemplazar* el monitoreo del estado de la biodiversidad.



Recuadro 3. El modelo presión - estado - respuesta (Moiseev *et al.* 2002)

Moiseev *et al.* (2002) presenta un marco metodológico para evaluar el bienestar del medioambiente en el contexto de la sostenibilidad, para lo cual hace uso del modelo de Presión-Estado-Respuesta. Este modelo indica como las interacciones del hombre con los recursos naturales cambian el medio ambiente. En el modelo se simplifican las relaciones de modo que se pueda lograr la comprensión de una forma simple. Los componentes del modelo son: la presión, que fluye de la actividad humana y cambia algunos aspectos del medio ambiente; el estado, se refiere a alguna característica actual medible del medio ambiente; la respuesta, son las acciones que la gente toma para proteger el medioambiente; los impactos que pueden ser positivos o negativos, intencionados o no intencionados. En este modelo las respuestas enfrentan a los impactos, ya sea cambiando los lugares de las presiones sobre el medioambiente o el estado de los recursos en cuestión. El diseño de la red de interacciones correspondiente a este modelo marco “Presión-Estado-Respuesta” se basa en la revisión de la información con la que se cuenta sobre la estructura y las relaciones de cada elemento del modelo. Este modelo tiene dos dificultades principalmente: la realidad no están simple y el modelo podría terminar siendo una compleja red de relaciones y las escalas de tiempo, puesto que muchas veces los impactos del pasado podrían afectar respuestas en el presente y viceversa, puesto que no todas las acciones podrían tener respuestas inmediatas. Finalmente, a este modelo se le incluyó los beneficios (a la gente) para involucrarse en el concepto de desarrollo sostenible como el bienestar de la gente y el medioambiente, como se muestra en la Figura.



Otro modelo caracteriza el manejo en términos de *insumos*, *procesos* y *resultados* (Lammerts van Bueren y Blom 1997, Prabhu *et al.* 1999) y clasifica los indicadores en relación a cada uno de estos elementos, como indicadores de:

- ❖ *Insumo* (*input* en el inglés original), por ejemplo, indicadores que evalúan aspectos claves de las bases conceptuales y contenido técnico, gerencial y administrativo de los planes de manejo
- ❖ *Proceso* indicadores que evalúan la forma en que el manejo es ejecutado
- ❖ *Resultado* (*outcome* en el inglés original), indicadores que, valga la redundancia, evalúan los resultados obtenidos por el manejo

Esta clasificación resulta ser de sumo valor, ya que aunque el manejo por definición es un proceso orientado en relación a resultados y productos, es más fácil en la práctica, por la naturaleza de las cosas, evaluar indicadores de insumo o proceso que indicadores de resultado, y muchos estándares para el manejo sostenible de los recursos naturales tienden a ser dominados por indicadores de las primeras dos categorías (McGinley y Finegan 2002). Por supuesto, los indicadores de insumo y proceso son imprescindibles, y pueden haber

casos donde es inútil o irrelevante evaluar resultados cuando existan deficiencias evidentes en insumos y procesos. Por otra parte, que insumos y procesos adecuados generen los resultados deseados nunca será más que una hipótesis dentro de la complejidad del manejo de la biodiversidad tropical, y como el presente documento insiste, es imprescindible retroalimentar el manejo con indicadores de resultados dentro de un contexto adaptativo.

La conciencia de que la *participación social* es un requisito para la conservación exitosa ha llevado en años recientes a la definición de tipos de monitoreo con relación a los actores involucrados. La inclusión de los grupos de interesados, actores sociales involucrados, en el diseño y ejecución de programas de monitoreo ha dado lugar a un tipo de monitoreo denominado monitoreo participativo, el cual por lo general, además de los objetivos tradicionales del monitoreo, involucra otros aspectos que contribuyen al logro de los objetivos de manejo (Tucker 2005; APECO *et al.* 2003; Danielsen 2000 y Bawa 1999). Un ejemplo de una propuesta de monitoreo participativo de AP tropicales (Danielsen *et al.* 2000) se introduce en la Sección 3.2.3 del presente, y las implicaciones de este enfoque respecto a la detección de tendencias en los valores de indicadores son consideradas en la Sección 3.3.

Algunos autores diferencian categorías de monitoreo con base en el tipo de datos generado. Hockings (2003) discrimina entre toma de datos cuantitativos que generalmente involucra el largo plazo (dependiendo de los objetivos del monitoreo y del indicador que se mida, y/o la presión que está siendo evaluada) y presupuestos más elevados (debido a la necesidad de personal calificado y entrenamiento entre otros) y cualitativos producto de la asignación de puntajes por los actores involucrados. Para la elección de uno ó el otro se tomará en cuenta aspectos como el presupuesto con el que se cuenta, la urgencia de obtener resultados para redireccionar las acciones de manejo y la dificultad que se enfrente para la toma de información.

Entre las denominaciones del monitoreo, dentro del presente documento cabe resaltar dos que enmarcan los programas de monitoreo, estos son el monitoreo de la efectividad de manejo y el monitoreo ecológico, las cuales se discutirán en las secciones siguientes.

**Cuadro 4. Recopilación de clasificaciones de monitoreo para la conservación; las categorías son las usadas por los autores citados.**

criterio	Clasificación	Descripción	Fuente
Objetivo principal	biodiversidad	Monitorea cambios en la biodiversidad usando indicadores. Se siguen cambios en la composición de especies, como indicador de la salud del ecosistema.	Kremen <i>et al.</i> (1994)
	Impacto (de las presiones)	Efectos de las actividades humanas en los objetos de conservación.	
	Gestión	Mide el progreso, en cuanto a la ejecución de un proyecto o programa, tomando el plan de trabajo como punto de referencia.	APECO <i>et al.</i> (2003) y Bawa <i>et al.</i> (1999)
	De proyecto	Llevado a cabo mensualmente por el proyecto entero para evaluar su avance.	
	Impacto (del manejo)	Determina qué resultados tienen las acciones sobre aquello que se quiere cambiar, mejorar o modificar.	
	Investigación	Busca el entendimiento y la explicación del ambiente físico y natural; así como la verificación de hipótesis	
	De la comunidad	Mide el uso de recursos naturales y distribución de los beneficios en la comunidad	

Por el objeto	Presiones	Factores que ejercen presión sobre la diversidad	Tucker <i>et al.</i> (2005)
	Del estado de la biodiversidad	Mediante indicadores del estado de la biodiversidad	
	Respuesta	Evalua las acciones que se vienen llevando a cabo para disminuir la presión sobre el estado de los recursos.	
Actores del monitoreo	Convencional	Rigurosamente técnico y científico.	Tucker <i>et al.</i> (2005) y APECO <i>et al.</i> (2003)
	Participativo	Involucra a los actores locales para su ejecución.	
Por el tipo de datos colectados	Cualitativo	Asignación de puntajes por los actores involucrados y los administradores	Hockings (2003)
	Cuantitativo	Datos producto del monitoreo ecológico	
Por los niveles de organización	Genético	Usualmente restringido a poblaciones de animales raras, o especies de ciertos árboles comerciales.	Noss (1990),
	Especies-poblaciones	Es el más común, puede direccionarse a todas las poblaciones en un rango, una metapoblación o una población en particular.	
	Comunidad-ecosistema	Comprende las poblaciones de algunas de las especies que coexisten en el mismo sitio.	
	Paisaje regional	La escala especial paisaje varía del tamaño de un área protegida y sus alrededores a una provincial biogeográfica	
Por el diseño	Simple, de evaluación, de surrogates	La integración de los 4 tipos pretende establecer relaciones de causa efecto; derivar controles científicamente defendibles a la polución o programas de manejo de recursos; medir las respuestas del medio ambiente ante las medidas de control y proveer alertas tempranas ante nuevos problemas.	Vaughan (2003).
	Integrado	Busca comprender y definir las relaciones causa - efecto de los cambios en el ambiente.	

## 2.3 El monitoreo ecológico: imprescindible para el éxito de la conservación y uso sostenible de la biodiversidad

El monitoreo ecológico es aquel en el cual se procura determinar el estado y las tendencias de algún componente de la biodiversidad dentro del marco de los objetivos de manejo de una área (Mulder *et al.* 1999, Elzinga *et al.* 2001, Finegan *et al.* 2004, Herrera y Corrales 2004). Así, en el monitoreo ecológico se intenta documentar la importancia y efectos de los factores que afectan las comunidades, las especies y los procesos ecológicos y evolutivos de importancia para la conservación - adoptando la terminología de Herrera y Corrales (2004), *los objetos de conservación*. El término y el concepto de *integridad ecológica* son útiles para representar la conservación de la viabilidad de los objetos de conservación en áreas funcionales (Sección 2.1), que se busca medir en base a la evaluación de las características ecológicas dominantes (Parrish *et al.* 2003, TNC 2003 y Herrera y Corrales 2004).

El monitoreo ecológico para la conservación debe, en principio, plantearse a diferentes escalas con relación a diferentes objetivos y objetos de conservación. A las escalas regional y nacional, los objetivos específicos del monitoreo como los del manejo se establecen idealmente en función de los objetivos y metas de las AFC a diferentes escalas tanto como las AP y los CB individuales (p.e. Tucker *et al.* 2005) (*idealmente*, porque no

siempre existen objetivos de conservación claramente definidos: se profundiza sobre éste tema en la Sección 4, al tratar el diseño de los programas de monitoreo).

El desarrollo del modelo conceptual que vincula el estado de la biodiversidad a su entorno es un componente imprescindible del diseño del programa de monitoreo ecológico (ver la Sección 4). Para relacionar los cambios en los indicadores de biodiversidad con los factores dentro del entorno que los provocan (identificados en el modelo conceptual) se requiere de información de factores ambientales, sociales y económicos (Elzinga *et al.* 2001, Vaughan *et al.* 2003). Idealmente el monitoreo mismo cubriría todas estas dimensiones de la sostenibilidad del manejo (Prabhu *et al.* 2001) con los objetivos específicos de establecer las relaciones causa-efecto, derivar científicamente defendibles programas de manejo de recursos, medir las respuestas medioambientales a las medidas de manejo y proveer alertas tempranas a nuevos problemas.

Es dentro del contexto anterior que las tendencias recientes ligan el monitoreo al campo emergente de los pronósticos ecológicos. Clark *et al.* (2001) definen el pronóstico ecológico como el proceso de predecir el estado de los ecosistemas, servicios de los ecosistemas, y capital natural; precisa que para ser útiles los pronósticos logren un grado adecuadamente bajo de incertidumbre. El monitoreo y el pronóstico ecológico comparten, en términos generales, sus metas y objetivos y los programas de monitoreo pueden ser fuentes claves de información para el proceso de pronóstico (Clark *et al.* 2001).

En los párrafos siguientes se demuestra con ejemplos, por qué el monitoreo ecológico debe ser un componente del manejo.

#### *El monitoreo detectará los impactos humanos en objetos de conservación*

Un aspecto clave del monitoreo es la posibilidad de que detecte cambios indeseables cuando están apenas iniciándose y cuando el costo de corregirlos es aun manejable (Elzinga *et al.* 2001). En mesoamérica al igual que en el resto del planeta, sobran ejemplos de pérdida o degradación de hábitat y reducciones o extinciones de especies de los cuales la sociedad se da cuenta demasiado tarde, que tal vez pudieron haberse evitado de existir un programa de monitoreo integrado a los procesos de toma de decisiones. Algunas de estas situaciones son evidentes a través de una sencilla lectura diaria de la prensa en la región. Poco antes y durante la preparación del presente documento, el periódico *La Nación*, publicado en San José, Costa Rica, dedicó amplios espacios a divulgar las siguientes noticias: “extinción acecha al jaguar en Corcovado” (domingo 14 de marzo 2004); una “masiva muerte de monos” en el Parque Nacional Corcovado, con el consecuente cierre del parque (jueves 8 de diciembre del 2005); la extinción de dos especies de anfibios en la zona de Monteverde, Costa Rica (jueves 12 de enero del 2006); la pérdida del 75% de los humedales de la cuenca baja del Río Tempisque en la provincia de Guanacaste del mismo país, en el periodo 1974-2000 (jueves 2 de febrero del 2006) y el “agotamiento del recurso marino”, por sobreexplotación (domingo 12 de marzo del 2006).

Estas situaciones llegan a la atención de las autoridades y la prensa porque son noticias en un sentido de comunicación masiva, no como producto de un monitoreo institucionalizado - con la excepción del caso del jaguar, tratado más adelante. La muerte de monos llegó a la atención de la prensa por ser un evento dramático en una de las áreas protegidas que goza de la mejor protección real en Costa Rica; la pérdida de humedales a través de una consulta al director de una organización académica, motivada por el Día Internacional de los Humedales; la extinción de anfibios por varias razones: la extinción, además de ser para siempre, es también un evento dramático; las extinciones de anfibios son parte de un fenómeno global ya de alto perfil, y Costa Rica afortunadamente cuenta con la presencia a largo plazo en el país de al menos un investigador dedicado a la publicación de sus

resultados en revistas científicas internacionales de alto nivel (Pounds *et al.* 2006); y finalmente el “agotamiento” de los recursos marinos, principalmente por sus impactos sociales y económicos y no tanto por preocupación por el valor intrínscico o ecológico de la biodiversidad marina.

No hay espacio aquí para ahondar en cada uno de los casos, simplemente cabe observar que un papel obvio de programa de monitoreo de áreas protegidas y corredores biológicos es el de evitar, o al menos brindar la oportunidad de evitar, situaciones como las descritas en relación a los objetos de conservación considerados prioritarios por la sociedad. Si los casos descritos sugieren la conclusión de que la sociedad responde más agilmente a una emergencia que a un pronóstico, la literatura científica también brinda ejemplos de tales situaciones. Un ejemplo es la invasión de aguas norteamericanas por el mejillón zebra: un pronóstico a principios de los años 80 no produjo respuesta; la invasión ocurrió cinco años más tarde y actualmente genera costos directos de mitigación de decenas de millones de dólares anuales, además de una cantidad de legislación reactiva sobre el control de las invasiones biológicas (Clark *et al.* 2001).

Los carnívoros grandes son a la vez objetos claves de conservación y un caso clásico de conflictos entre necesidades sociales y necesidades de conservación. Tal y como lo demuestran libros como el compilado por Medellín *et al.* (2002) y el editado por Ray *et al.* (2005), la conservación de los carnívoros grandes se ha convertido en casi una subdisciplina de la biología de la conservación. Esta situación obedece a la serie de características especiales presentadas por estos animales: se pueden considerar símbolos carismáticos de la vida silvestre en peligro y como “especies-paisaje” pueden jugar un papel importante en la planificación sistemática para la conservación (Sanderson *et al.* 2002); debido a que sus dietas consisten en otros animales medianos y grandes, frecuentemente entran en conflicto agudo con las poblaciones humanas que comparten sus hábitats; su papel funcional en la determinación de las características de los hábitats que utilizan es potencialmente de importancia primordial, pero es amplia- y profundamente debatido. De la diversidad de lecciones sobre el monitoreo ecológico que se pueden extraer de las experiencias con carnívoros grandes, hemos seleccionado dos: los diversos resultados inesperados de la reintroducción del lobo gris a sectores de su antigua distribución en norteamérica, considerados más adelante, y en relación al presente tema de impactos humanos, las indicaciones de causa-efecto en los declives de felinos en mesoamérica, tratadas a continuación.

El jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) son respectivamente, el felino más grande y el segundo más grande en el hemisferio occidental (Novack *et al.* 2005, Eisenberg 1989). Como la biodiversidad en general estos animales son amenazados por la destrucción y la fragmentación de sus hábitats; adicionalmente, sin embargo, se enfrentan a la persecución por cazadores recreativos, por ganaderos tratando de proteger sus animales, y en el caso del jaguar, por el valor de su piel (Novack *et al.* 2005). Ambas especies se consideran en peligro de extinción en Costa Rica y se encuentran en la Lista Roja nacional de Guatemala (CCAD/UICN-ORMA/WWF 1999) aunque el estatus a nivel global es *casi amenazada* (NT) para ambas (UICN 2006).

Estudios recientes señalan otro impacto humano en las poblaciones de estos felinos en nuestra región: la reducción de sus presas debido a la cacería de subsistencia (Carrillo *et al.* 2000, Novack *et al.* 2005); el primero de los dos estudios citados es un programa formal de monitoreo de mamíferos y el segundo, un proyecto de investigación: ambos estudios comparan áreas protegidas de la cacería con áreas donde la cacería no tiene restricción. El alto grado de traslape entre las dietas de cazadores de subsistencia y las de los felinos grandes es ampliamente conocido, y varios estudios documentan reducciones en las

abundancias de animales silvestres al comparar áreas sujetas a cacería con áreas libres de este impacto. Una reducción de hasta un 80% en la población de jaguares del Parque Nacional Corcovado en Costa Rica es atribuido por Carrillo (comunicación personal) a la reducción de sus presas principales por la cacería y a que los jaguares que se acercan a las poblaciones humanas externas al Parque Nacional son matados por los vecinos. Ilustrando la necesidad de avanzar hacia conocimiento científico específico a casos particulares (Figura 1), tales impactos de la cacería en la dieta y la abundancia de los dos felinos, por otra parte, no han sido detectados en los extensos bosques de la reserva de la Biósfera Maya de Guatemala (Novack *et al.* 2005).

*El monitoreo determinará los resultados de las acciones de manejo, y ¡esperen lo inesperado!*

Mientras que para muchos se sobreentiende que es necesario monitorear los impactos negativos de la actividad humana en general en biodiversidad, es tal vez menos evidente la necesidad de monitorear los resultados de las acciones de manejo para la conservación. Todas nuestras acciones de manejo para la conservación son hasta cierto punto experimentales y dentro de este contexto de manejo adaptativo este monitoreo puede tener dos objetivos interrelacionados: en primer lugar, es altamente deseable demostrar que las acciones de manejo surten efecto; y en segundo lugar, cualquier intervención en un sistema natural puede tener consecuencias inesperadas a veces no deseadas, y el monitoreo es la herramienta idónea para detectar tales resultados. El creciente conocimiento de los resultados de algunas acciones de manejo, a plazos de tiempo que llegan hasta relativamente largos, nos brinda elementos para demostrar la importancia del monitoreo dentro de este contexto. Un caso adicional a los expuestos en el presente inciso es el de la ejecución del Plan Forestal del Noroeste de Estados Unidos, presentado en la Sección 3.2.3.

El primer tema que trataremos es el manejo de la pesca marítima. Este tema no es únicamente de conservación de especies, ecosistemas y procesos ecológicos marítimos. Es de importancia primordial social y económica debido a que hasta dos billones de personas, la mayoría de ellas pobres, dependen de los océanos como fuente principal de proteína; el manejo de la pesca es adicionalmente un caso que muestra principios claves respecto a la cosecha de recursos en poblaciones naturales en general (Townsend *et al.* 2003; Diamond 2005). La problemática de la estimación de un rendimiento sostenible para las pesquerías es ampliamente conocida y tratada en textos modernos de ciencias ecológicas (p.e. Townsend *et al.* 2003). La revelación reciente que muestra la prevalencia de lo inesperado en el manejo de la biodiversidad es el impacto que ha tenido la pesca en las poblaciones aprovechadas en términos de una selección evolucionaria artificial, y las implicaciones de esta selección para la recuperación de esa proporción importante de pesquerías que se encuentra en franco declive (Townsend *et al.* 2003). El siguiente resumen se toma de Loder (2005).

La pesca tiene la característica de que remueve de la población los individuos más grandes y que por ende poseen muchas características claves para la futura productividad de la pesquería - claves debido a que estas características son, de alguna medida, heredables. Predicciones anteriormente manejadas por científicos de pesquerías señalaban que el impacto de la cosecha en la productividad podía mitigarse debido a impactos positivos denso-dependientes en el crecimiento individual. No obstante, estudios experimentales muestran que dentro de tan sólo cuatro generaciones, la cosecha de individuos grandes conduce a través de un proceso de selección a una población dominada por individuos más pequeños, menos fecundos y de menor productividad de proteína. Actualmente se acumulan evidencias de que tales cambios están ocurriendo en pesquerías marítimas

intensivamente explotadas. Una consecuencia de esta selección es que la recuperación de las poblaciones que se espera con el cierre de pesquerías no ocurrirá con la misma velocidad que su degradación, ya que en la pesquería protegida no habrá ninguna presión de selección por individuos más grandes, fecundos y productivos, equivalente en intensidad a la selección contraria impuesta por la explotación.

Loder (2005) señala que como resultado de la problemática descrita, actualmente muchos científicos abogan por la creación de una ciencia evolucionaria de pesquerías. Dentro del contexto de un paradigma que establece que nada en la biología tiene sentido fuera del enfoque evolucionario (T. Dobzhansky citado por Harper 1977), resulta sorprendente, como observa Loder, que se ha tardado tanto tiempo para llegar a tal propuesta. La advertencia es válida para la conservación en general (Stockwell *et al.* 2003).

A veces, por supuesto, las acciones de manejo surten los resultados positivos esperados y el monitoreo en estos casos contribuye a demostrar la efectividad de las intervenciones. Los psitácidos (perricos, loros y lapas) son aves tropicales a menudo amenazadas no sólo por la destrucción de hábitat, sino también por la explotación para el comercio como mascotas. El trabajo de Vaughan *et al.* (2005) sobre la lapa roja *Ara macao* en uno de sus centros de distribución en Costa Rica, tuvo el objetivo de demostrar como las poblaciones de esta especie, considerada amenazada en el país, responden a medidas de manejo y como el monitoreo puede ser aplicado para demostrar la efectividad. El monitoreo consistió en conteos de lapas mientras usaban tres rutas de vuelo durante un periodo total de tiempo de 13 años (1990-2003). El estudio permitió estimar los impactos de una estrategia local de conservación de la especie implementada durante el año 1995, la cual involucró el control del robo de pichones de los nidos, la construcción de nidos artificiales y protección de nidos, y actividades de educación ambiental. El monitoreo mostró un aumento marcado en la población de lapa roja después de la implementación de la estrategia de conservación, resultado que parece razonable explicar en términos de las medidas de manejo tomadas.

Dos partes integrales de la caja de herramientas de la biología de la conservación son la restauración de ecosistemas y las reintroducciones de especies (Meffe y Carroll 1997) y es de estas líneas de trabajo que tomamos los dos últimos casos de esta reseña. En ambos casos, damos énfasis nuevamente a la consecución de resultados inesperados en estos campos relativamente poco conocidos.

La restauración llega a ser una medida de importancia primordial en zonas prioritarias para la conservación y a la vez fuertemente afectadas por la actividad humana. Entre tales zonas figuran en el neotrópico, la ecoregión del bosque seco del pacífico de Centroamérica, y las de los bosques atlánticos de Brasil, Argentina y Paraguay (Dinerstein *et al.* 1995). La restauración es especialmente importante en hábitats dentro del *hotspot* mediterráneo europeo, donde la intervención humana está moldeando las características de los ecosistemas desde hace miles de años. Un proyecto de restauración en la pequeña isla de Benidorm (España) pretende contribuir a la conservación de dos especies amenazadas de aves marítimas; la conservación en la isla es impedida por la dominancia de la vegetación por un cacto invasivo introducido hace siglos, y por la intensa visitación actual por turistas (Martínez-Abraín *et al.* 2005; el resumen siguiente se tomó de esta publicación). Las intervenciones de manejo implementadas por este proyecto son el control del cacto, de una gaviota sobreabundante, depredadora de nidos de las aves amenazadas (el control consistió en la destrucción de la tercera parte de los huevos puestos por estas aves), y de la visitación. Inesperadamente, estas medidas produjeron un aumento de hasta el doble del número de parejas de la gaviota reproduciéndose en la isla. Este resultado netamente indeseable del manejo se atribuyó al hecho de que el control de la visitación dio una mayor área de hábitat para la construcción de nidos, y que la destrucción de huevos en una

proporción de los nidos aumentó la supervivencia de pichones en otros por un efecto densodependiente, de manera que el éxito reproductivo de la gaviota aumentó. La respuesta de manejo ha sido la controvertida medida de aumentar la destrucción de huevos y de dirigir el control del cacto hacia la reducción de la sombra que las gaviotas prefieren para su reproducción. Los encargados del proyecto observan que como las gaviotas son aves longevas, las acciones de manejo, incluyendo el monitoreo, deben de mantenerse durante plazos relativamente largos (Martínez-Abraín *et al.* 2005).

En cuanto a las reintroducciones de especies, uno de los casos mejor documentados es el del lobo gris (*Canis lupus*) en ciertos sectores de los Estados Unidos. Robbins (2005) señala que el caso del lobo gris ha llegado a ser uno de los más controvertidos en la conservación en aquel país. Este animal fue exterminado de una parte de su distribución geográfica para mediados del siglo 20 y la recolonización al sector norte de las montañas Rocky ocurrió a través de procesos naturales y reintroducción artificial durante los 1990 (Robbins 2005).

El caso del lobo gris se ubica dentro de la problemática general de la conservación de los carnívoros grandes, ya mencionada en relación al jaguar. Los principios ecológicos generan la expectativa de que la reintroducción a un ecosistema de un depredador grande conllevará una cascada<sup>2</sup> de consecuencias ecológicas en ese sistema: por ejemplo, reducciones en las poblaciones de las presas, con consecuencias para la vegetación cuando las presas son herbívoros (Smith *et al.* 2003, Ray *et al.* 2005). Las fuentes citadas explican, sin embargo, que el entendimiento ecológico de las interacciones depredador-presa no es suficiente para permitir predicciones confiables de las consecuencias de las reintroducciones en situaciones particulares. Así, aunque algunos *resultados* de las reintroducciones de lobo gris coinciden con las expectativas (por ejemplo, mayores tasas de crecimiento de ciertas especies arbóreas correlacionadas con aumentos de las poblaciones de lobos y reducciones de poblaciones de herbívoros que ramonean el follaje de los árboles), el éxito de las *predicciones* ha sido muy bajo (Smith *et al.* 2003). Todo lo anterior, nuevamente, enfatiza la necesidad de monitorear las acciones de conservación.

*¿El desafío individual más fuerte para la conservación en el siglo 21? El cambio climático*

El cambio climático representa una de las mayores amenazas para la persistencia de las especies y ecosistemas en el futuro, debido a que amenaza precisamente las grandes áreas protegidas que hasta ahora, han sido exitosas en la protección de la biodiversidad ante el cambio de uso de la tierra y la simplificación debido a factores como incendios y el extractivismo descontrolado (Sección 5.2.3). El grado de amenaza se debe a que cambios relativamente pequeños en el clima pueden causar movimientos en la distribución del hábitat apropiado y las condiciones ambientales para las especies o comunidades (Pyke *et al.* 2005; Smith y Lazo 2001). Sin embargo, la detección o predicción exacta de los impactos de la variación climática en la biodiversidad tropical son aun inciertas; nuevamente, el monitoreo es imprescindible. En una revisión de estudios realizados entorno a dos fenómenos climáticos cíclicos a nivel mundial (El Niño y la Oscilación Sur - ENOS - y la Oscilación del Atlántico Norte - OAN), Stenseth *et al.* (2002) señalan que el análisis unido de series de datos ecológicos y climáticos a gran escala ha revelado fuertes interacciones no lineales de procesos intrínsecos y extrínsecos en la dinámica de poblaciones biológicas, cuya interpretación requiere de ecólogos, climatólogos, y modeladores estadísticos. En cuanto al cambio climático global, la detección y la predicción en forma precisa de los impactos en el ecosistema del bosque tropical aún están

---

<sup>2</sup> La palabra cascada se ha empezado a usar en la literatura científica en inglés para representar una serie de consecuencias adicionales que se presentan a partir de un evento o una acción



limitadas por la falta de datos a largo plazo y la baja resolución de los modelos globales de clima (IPCC 2002).

En relación a la certidumbre de que el cambio climático está en marcha y que tendrá fuertes repercusiones y la incertidumbre sobre la naturaleza y la magnitud exacta de esos efectos, algunos autores señalan que el monitoreo ecológico a largo plazo, que integre la variable clima, representa la forma más eficiente para comprender los efectos del cambio del clima en las poblaciones de especies y ecosistemas a nivel local y regional (Bawa y Dayanandan 1998). Maclver y Wheaton (2005) opinan que las AP junto a las Reservas de Biosfera y los sitios del Instituto Smithsonian son ámbitos apropiados para la conformación de una red global de monitoreo. La conformación de redes globales de evaluación es otra tendencia reciente altamente fructífera, más cuando sus avances se combinan con los que se logran a nivel local en aquellos lugares donde una coyuntura de factores hace posible los análisis del impacto del cambio climático en biodiversidad. Los estudios sobre extinciones en anfibios representan un caso sobresaliente en este sentido.

#### *El monitoreo participativo de la biodiversidad*

Todos los ejemplos de monitoreo que hemos mencionado hasta aquí han sido de programas de carácter técnico/científico. Sin embargo, la participación en las actividades de conservación de todos los actores interesados en el manejo de un determinado territorio, necesaria para el éxito, adquiere una nueva dimensión más completa en las propuestas de monitoreo ecológico participativo (Corrau 2004; Tucker *et al.* 2005, APECO 2003; Danielsen *et al.* 2000).

Tradicionalmente los administradores de las áreas protegidas veían a los pobladores locales solamente como una amenaza para la biodiversidad y su conservación. Así, se mantenía un rol pasivo para la gente local manteniéndola alejada de la mayor parte del proceso de planificación del monitoreo, incluyendo las decisiones sobre que información iba ser colectada, porque, y su interpretación y uso (Steintmetz *sf*). Actualmente, se ha alcanzado una comprensión más amplia de las ventajas de la incorporación de la gente local en los programas de monitoreo de las áreas protegidas, ver Cuadro 5.

#### **Cuadro 5. Ventajas de la inclusión de los actores sociales en el monitoreo de AP.**

- ❖ La población local quizás tienen conocimiento acerca de la vida silvestre, plantas y recursos derivado de generaciones de usarlos, conocimientos que pueden ser útiles para interpretar la información de las evaluaciones.
- ❖ Incrementar el sentido de apropiación, responsabilidad y orgullo en su rol como socios en la conservación.
- ❖ Contribuir a la solución de conflictos
- ❖ Promueve lograr un acuerdo entre los actores, en las prioridades y acciones para la conservación. Por ejemplo: el monitoreo del uso de los recursos locales es una dimensión crucial descuidada en la planificación de las cosechas sostenibles por la gente local.
- ❖ Incrementar la conciencia acerca del valor de la biodiversidad y motivar su cuidado hacia la conservación. Ello puede mejorar e intercambiar la percepción de afuera sobre las relaciones entre la biodiversidad y los patrones de uso, liderando la retroalimentación sobre como cambiar las prácticas insostenibles de manejo de recursos.
- ❖ Las bases para las decisiones sobre el manejo de la biodiversidad, especialmente en áreas protegidas no es clara a veces para las comunidades locales dependientes de los recursos. El involucramiento de la gente local en la reunión y análisis de los datos de la biodiversidad permitirá a las comunidades locales comprender porque ciertas decisiones son hechas. Esto es particularmente útil cuando las decisiones quizás parezcan ser en perjuicio de los intereses inmediatos de las comunidades locales.

- ❖ La comunicación entre *stakeholders* es a veces limitada. La participación interactiva por varios socios, incluyendo las comunidades más cercanas y el personal de las áreas protegidas puede mejorar sus relaciones de cooperación.
- ❖ Particularmente en países desarrollados, los recursos para evaluar la biodiversidad son limitados. La capacidad humana, dinero, y tiempo son escasos. Por eso el monitoreo de la biodiversidad y los sistemas de manejo deberían basarse en capacidades locales disponibles y recursos para ser sostenibles.

Fuente: Tucker *et al.* (2005), Steintmetz (sf) y Danielsen *et al.* (2000).

Previamente a la selección de los objetos de interés se requiere: 1) tomar la decisión de iniciar un proceso de monitoreo participativo, que implica entender que la gente local son actores que participan de hecho y desde el principio; 2) identificar las áreas y sus actores y 3) adecuar los objetivos del monitoreo a la perspectiva de cada grupo de participantes, tomando en cuenta que los conocimientos de las comunidades locales derivados de su uso tradicional de la biodiversidad es un valioso aporte a la comprensión de los procesos que se dan en los ecosistemas (Steintmetz sf. y APECO *et al.* 1999) Hay que tomar en cuenta también que en el monitoreo participativo los datos biofísicos y socioeconómicos son de igual importancia (Danielsen *et al.* 2000). Cabe resaltar que este tipo de monitoreo es útil donde la gente rural depende del uso de los ecosistemas naturales, y los recursos económicos para el manejo de las AP son limitados (Kremen *et al.* 1999).

*Síntesis: el monitoreo ecológico es imprescindible para el éxito de la conservación y uso sostenible de la biodiversidad*

En la presente sección hemos demostrado que ante el desconocimiento y la complejidad de los sistemas naturales, el monitoreo ecológico es una herramienta imprescindible como fuente de información sobre los impactos humanos en biodiversidad, tanto como las acciones de manejo para la conservación. A esta conclusión contundente le cabe agregar únicamente que un programa de monitoreo por sí sólo no resolverá problemas: su implementación debe estar acompañada por una transición institucional hacia el manejo adaptativo.

### 3. Consideraciones técnicas y científicas del uso del monitoreo ecológico como componente del manejo para la conservación

#### 3.1 La necesidad de usar indicadores

El punto de partida para el diseño de un programa de monitoreo es la definición de los objetivos de ese programa; la decisión clave que le sigue es la elección de las variables a ser medidas (Elzinga *et al.* 2001; la Sección 4 resume pasos en el diseño de programas de monitoreo). Puede parecerse redundante observar que las variables a ser medidas serán los *indicadores* del programa: no obstante, lo 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 para ser medidas dentro de un programa de monitoreo, éstas serían identificadas sencillamente con relación a los objetivos de manejo de un AP o CB, asumiendo que esos objetivos han sido claramente definidos.

El tema se pone un poco más complejo cuando los objetivos de manejo definen objetos de conservación que *en el contexto operacional del monitoreo como actividad de manejo*, no pueden ser medidos directamente. Es evidente que no se puede monitorear toda la biodiversidad con los atributos taxonómicos, funcionales y estructurales tan claramente definidos a múltiples escalas por Noss (1990). La priorización de objetos específicos de conservación dentro del total de la biodiversidad es un paso hacia adelante (Parrish *et al.* 2003, Herrera y Corrales 2004). Desafortunadamente, muchas veces las mismas características de los objetos de conservación hacen que ellos sean difíciles y costosos de monitorear directamente: para nombrar sólo tres, el número de individuos que conforman la población de un felino de interés, la *viabilidad* de esa población (que es lo que importa, al fin y al cabo, desde el punto de vista de la conservación), y la conectividad biológica. De hecho, la medición de estas cosas es desafiante aun en el contexto de una investigación académica.

Cuando algo no puede ser medido directamente, se debe recurrir a la evaluación indirecta. En el caso de variables que al menos tienen la ventaja de ser claramente definidos, como el número de individuos en una población, en principio se pueden evaluar índices indirectos o utilizar métodos estadísticos de estimación a partir de muestras. Otros casos pueden ser aun más complejos, entre ellos objetos de conservación tan fundamentales como la conectividad. Pueden presentarse situaciones en las cuales se desea tener una evaluación integral del estado de la biodiversidad en general. En todos los casos anteriores se debe usar algún *indicador* o grupo de los mismos para el monitoreo. 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* por la medición directa de la(s) variables (s) de interés (Landres *et al.* 1988, Noss 1990). En el sentido más general, entonces, algo que sirve como un "indicador" en cualquier contexto, se cree que revela información sobre un todo más grande o más complejo, en lugar de simplemente sobre sí mismo. Por supuesto, se sobreentiende que para tener sentido, la medición del indicador es posible en la práctica y la del todo más grande o más complejo, no es posible. Entonces, las tendencias mostradas por el indicador se interpretan como tendencias en lo que está siendo indicado.

En un trabajo ampliamente citado, Noss (1990) identifica las características deseables para indicadores para el monitoreo ecológico: si el indicador es una especie o un grupo de ellas (se hace esta aclaración porque existe una amplia gama de posibles indicadores que son características de hábitats, no especies, como veremos), deben de ser especies bien

**Recuadro 4. Atributos considerados esenciales para un indicador según conocidas y probadas herramientas para el desarrollo de estándares para la evaluación del manejo de los recursos naturales** (Prabhu *et al.* 1999; para ejemplos de su aplicación en mesoamérica, ver de Campos y Finegan (2002, diseño y gestión de los corredores biológicos) y McGinley y Finegan (2002, sostenibilidad ecológica del manejo forestal)).

- ❖ **Que el indicador sea *relevante ecológica- y biológicamente*** Se refiere al grado de importancia que tiene el indicador respecto a la evaluación de la biodiversidad en relación a las metas del programa de monitoreo
- ❖ **Que el indicador sea *relevante para diferentes grupos de interesados*** Se refiere al grado de importancia que tiene el indicador respecto a los sistemas de valores y las percepciones de diferentes grupos de personas interesadas en la conservación de la biodiversidad
- ❖ **Que el indicador sea *estrechamente relacionado a la meta superior de la evaluación*** se refiere al grado en que el indicador esté directamente, obviamente, intuitivamente o lógicamente relacionado a las metas del programa de monitoreo
- ❖ **Que el indicador represente *una medida sintética o integradora*** si el indicador resume o integra una gran cantidad de información
- ❖ **Que el indicador sea *medible*** el indicador debe presentar facilidad para su detección, medición e interpretación
- ❖ **Que el indicador tenga *un rango de respuesta amplio*** si el indicador suministra información valiosa sobre un rango amplio de grados de perturbación o alteración de la biodiversidad
- ❖ **Que el indicador sea *costo-eficiente*** en la obtención de la información sobre el indicador no deben haber costos excesivos, o en términos absolutos, o en términos relativos (con relación a la importancia de la información que provee)
- ❖ **Que el indicador sea *confiable y repetible*** la metodología para obtener e interpretar la información del indicador debe ser clara y replicable o repetible, de manera que proporciona los mismos resultados cuando aplicada por diferentes personas

conocidas y estables taxonómicamente que presenten biología e historia natural bien conocidas para facilitar la interpretación de los resultados del monitoreo. Todo indicador debe ser práctico logísticamente y dentro del contexto presupuestal del caso.

Aproximaciones iniciales como la de Noss fueron seguidos durante los años después de su publicación por los procedimientos de selección de indicadores para el monitoreo del manejo de recursos naturales desarrollados durante el auge de los estándares de buen manejo o manejo sostenible que estimuló la cumbre de Río de 1992. Un planteamiento de las características que debe poseer un indicador se señala en el Recuadro 3, y un enfoque de este tipo resulta sumamente valioso para la selección consultativa o plenamente participativa de indicadores en un contexto de complejidad como el del monitoreo de la biodiversidad; fue aplicado durante el diseño de la primera etapa del PROMEC-CR. La aplicación de procedimientos como los mencionados aquí ayuda a evitar críticas como las de APECO *et al.* (2003), quienes señalan que la elección de indicadores es necesariamente selectiva en base a criterios cualitativos de los diseñadores del programa. Es inherente en la necesidad de usar indicadores que el conjunto de datos producto del monitoreo siempre será una vista particular de una realidad objetiva, pero el vacío entre los datos y la

realidad puede ser reducido a través de la aplicación sistemática de criterios claros para la selección de indicadores.

Más allá de las bases conceptuales anteriores, el tema de los indicadores y su aplicación al monitoreo puede ser bastante complejo y hasta controvertido. En parte, la controversia refleja la evolución de los enfoques de conservación que se intentó sintetizar en la Sección 2. Las propuestas de programas de monitoreo por lo general reconocen que por su naturaleza, un indicador es siempre una medida imperfecta de la dimensión que pretende representar (p.e. APECO *et al.* 2003, Mace *et al.* 2005). Más estrictamente, sin embargo, el lazo entre el indicador y el estado del todo más grande o más complejo en el que estamos interesados puede ser directo o no (Whitacre 1997), o puede ser hipotético, débil o no existir (Landres *et al.* 1988, Lindenmayer *et al.* 2000; este tema es tratado más profundamente en la sección siguiente).

Uno de los puntos principales que constituyen el hilo conductor de la presente Sección es que el mundo del monitoreo ecológico es entonces un mundo imperfecto. Las propuestas actuales de monitoreo ecológico (Sección 3.2.3) inclusive seleccionan indicadores (o parecen haberlos seleccionado) con base en un consenso de que son relevantes pero donde el criterio clave de selección es que su medición *es posible en la práctica dentro del contexto de recursos financieros y humanos del país o la entidad que ejecutará el programa de monitoreo* (Recuadro 6). Este enfoque es común en procesos internacionales donde un proceso de negociación se usa para la definición de indicadores aceptables por todas las partes, como los indicadores del Proceso de Montreal, que involucra a doce países en el desarrollo y la aplicación de criterios e indicadores para la conservación y el manejo sostenible de bosques templados y boreales (ir a <http://www.mpci.org/>). Los indicadores propuestos para la evaluación del cumplimiento con la CBD se ajustan parcialmente a éste escenario, y la propuesta del Programa Estratégico Regional de Monitoreo y Evaluación de la Biodiversidad (PROMEBIO) del CBM es de carácter práctico y fue desarrollada a través de un proceso consultativo (ver la Sección 3.2.3). El resto de la presente Sección se espera que guiará a la usuario / el usuarios del PROMEC-CR en relación al razonamiento que condujo al diseño de la primera etapa del Programa.

Acabamos estas palabras introductorias con observar que consideraciones de ética, transparencia, rigor científico y sentido común requieren que se tome en cuenta la siguiente recomendación: que las propuestas de programa de monitoreo deben incluir un desglose de las ventajas y desventajas de cada indicador, y un análisis lo más objetivo posible de lo que está siendo indicado y lo que no está siendo indicado; tal análisis se intenta para el PROMEC-CR en la Sección 5 del presente documento. Dentro de este contexto, el programa de monitoreo, al igual que el resto de las actividades de manejo, es sujeto a la revisión con base en el aprendizaje.

## **3.2 Candidatos para indicadores**

### *3.2.1 especies, características de hábitat, y comunidades*

Los tres caminos primarios hacia la conservación a escala espacial grande (Sección 2.1.1) - especies-paisaje, representación y elementos especiales - nos conducen lógicamente hacia una definición inicial de candidatos para los puestos de indicador dentro de un programa de monitoreo. Consideraremos las especies-paisaje y, en relación a los caminos de representación y de elementos especiales, las características de hábitat y las comunidades, como categorías de indicadores potenciales para el monitoreo de las AP y CB.

## *Especies*

Los usos propuestos para especies indicadoras o grupos indicadores de especies son diversos desde la indicación, a través de su presencia o ausencia o las tendencias de sus poblaciones, de la presencia y ausencia o las tendencias de las poblaciones de otras especies, hasta la de la aplicación de información sobre áreas de alta diversidad o endemismo de especies de un grupo indicador para conocer la probable distribución de esas áreas para otros grupos. Estas ideas son atractivas y populares pero el primer factor que milita contra su uso es la falta general de fundamento científico para la función de indicación (Landres *et al.* 1988, van Jaarsveld *et al.* 1998, Lawton *et al.* 1998, Lindenmayer *et al.* 2000, Andelman y Fagan 2000; para un análisis dentro del contexto de una propuesta para el monitoreo de impactos humanos en ecosistemas de bosque tropical, ver Finegan *et al.* 2004). Es cierto que grupos de especies como las mariposas diurnas presentan una respuesta relativamente predecible a la perturbación de los bosques a escala local, por ejemplo, y por ende pueden ser usados como indicadores de esa perturbación y de la recuperación o no del sistema perturbado (Brown 1997, Ordoñez *et al.* 2006). Pero es cierto también que esa perturbación a la estructura y composición de hábitat puede ser medida directamente a través de metodologías de más fácil implementación (Finegan *et al.* 2004, Ordoñez *et al.* 2006) y que la respuesta a la perturbación que evidencian las mariposas diurnas no está necesariamente correlacionado a las de otros grupos de más difícil evaluación (Lawton *et al.* 1998). Esta observación nos lleva al punto general de que muchas especies de importancia para la conservación no cumplen con una de las características deseables para un indicador planteadas en el Recuadro 6: no son fáciles de evaluar dentro del contexto del presupuesto de un programa de monitoreo.

Las especies-paisaje son uno de los caminos primarios hacia la planificación para la conservación, quedándose respecto a este enfoque dos preguntas claves: ¿la conservación de especies-paisaje asegura la conservación de la biodiversidad de su entorno?, y ¿son ellas buenas indicadoras del estado de conservación del paisaje? Entre las propuestas para el uso de grupos indicadores de especies procedentes de diferentes grupos taxonómicos e historias de vida figura la de “conjunto indicador” de Whitacre (1997) y la de Carignan y Villard (2002). El concepto de especies focales de Lambeck (1997), tiene como fundamento teórico el que las especies sean complementarias en cuanto a sus necesidades de condiciones y recursos de hábitat, de manera que la indicación cubra una gama más amplia de, por ejemplo, cambios ambientales y especies y procesos ecológicos del ecosistema. Tal vez el más conocido enfoque hoy día es el de la Sociedad para la Conservación de la Vida Silvestre (WCS por sus siglas en inglés). Para el WCS, Redford *et al.* (2000, citados por Sanderson *et al.* 2002a) definen especies-paisaje como especies biológicas que utilizan áreas grandes y ecológicamente diversas y que a menudo tienen impactos significativos en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas naturales. Siguiendo a Lambeck (1997), observan que la conservación de grupos complementarios de especies-paisaje puede asegurar la conservación del entorno. Es por todos reconocido que estos fundamentos teóricos son hipotéticas (las preguntas señaladas al principio de este párrafo quedan sin respuestas adecuadas), y afirmaciones como la de Lambeck (1997): “Debido a que se seleccionan las especies más demandantes (en cuanto a sus requerimientos para el mantenimiento de poblaciones viables) un paisaje diseñado y manejado para satisfacer sus necesidades abarcará los requerimientos de todas las demás especies” son hasta peligrosas (véase las advertencias señaladas por Landres *et al.* (1988)). El desarrollo del argumento está más allá del alcance del presente documento, sin embargo cabe mencionar los siguientes puntos:

- ❖ en las ciencias ecológicas no existe fundamento teórico alguno a favor de la hipótesis de que para la viabilidad de poblaciones de especies-paisaje como el jaguar (*Panthera onca*; Sanderson *et al.* 2002b) o el oso andino (*Tremarctos ornatus*; Copollilo *et al.* 2004) es esencial la viabilidad de poblaciones de todas las demás especies de, por ejemplo, los bosques húmedos tropicales que son uno de los hábitats utilizados por estos animales: en otras palabras, parece probable que se pueden conservar especies-paisaje aun en paisajes degradados para otros componentes de la biodiversidad
- ❖ a menudo las especies-paisaje ya no se encuentran en sectores extensos de sus probables distribuciones geográficas originales - el jaguar es nuevamente un ejemplo (Sanderson *et al.* 2002b); por esta razón el enfoque parece ser de todas maneras limitado en su potencial en aquellas grandes áreas donde faltan candidatos obvios para la categoría de especies-paisaje, pero que aun conservan la mayor parte del resto de su biodiversidad; al igual, entonces, que se puede conservar especies-paisaje y perder componentes significativos de la biodiversidad asociada, las especies-paisaje pueden ser pérdidas mientras que aun se conservan componentes significativos de la biodiversidad asociada
- ❖ para aquellas especies-paisaje que son del gremio de carnívoros grandes, la importancia de la depredación como factor regulador de las características de las comunidades ecológicas es a menudo citado como factor que hace necesario que el gremio sea el centro de la atención del manejo para la conservación; sin embargo, actualmente la evidencia científica no apoya totalmente el planteamiento de que los carnívoros grandes siempre cumplen esta función ecológica clave (Ray *et al.* 2005)

Por supuesto, las propuestas de monitoreo de especie-paisaje pueden agudizar el problema ya señalado de la poca facilidad de evaluación. Citemos dos casos de especies que en principio, están siendo monitoreadas por su valor como banderas y su grado de amenaza. El oso panda (*Ailuropoda melanoleuca*) no sólo es uno de los animales más reconocibles del mundo y una bandera inolvidable para la conservación, sino que es también un organismo sumamente difícil de estudiar cuyo tamaño de población no se conoce con certeza, a pesar de décadas de estudio (Zhan *et al.* 2006). De manera similar, el búho *Strix occidentalis caurina* representa una de las especies amenazadas más debatidas y estudiadas en los Estados Unidos. Sin embargo, su población continua disminuyéndose, a pesar de la implementación de medidas de conservación, y las causas de esta tendencia no se conocen (Noon y Blakesley 2006). El monitoreo de éste búho es parte del Plan Forestal del Noroeste de Estados Unidos (PFN; ver la Sección 3.2.3) - los autores del presente interpretamos que el PFN no hubiera sido posible sin monitoreo de esta especie, que es un símbolo sin par de la conservación en aquel país - y cabe notar dentro del presente contexto que el PFN invirtió US\$ 25.7 millones en el monitoreo del búho durante el periodo 1994-2005 (Bormann *et al.* 2006). Finalmente, en un análisis amplio del desafío establecido por la meta 2010 de la CDB, Dobson (2005) refuerza el punto de que aun en el caso de los vertebrados silvestres más estudiados del planeta es difícil determinar con certeza las tendencias poblacionales y, más importante aun, interpretarlas en términos de factores causales.

#### *Características de hábitat y comunidades*

Las dificultades que presenta el uso de especies o grupos de especies como indicadores para el monitoreo reflejan las dificultades más amplias de los enfoques de conservación dedicados a las especies exclusivamente (Sección 2), y al igual que el énfasis de las acciones de conservación ha girado fuertemente hacia los hábitats y las comunidades, un

grupo importante de científicos y decisores han girado hacia propuestas de monitoreo de características de estructura y composición de hábitat a diferentes escalas. Este enfoque de monitoreo tiene dos facetas principales. En primer lugar, potencialmente satisface la necesidad de contar con indicadores que cumplan con las características señaladas en el Recuadro 6: herramientas probadas de evaluación del estado de conservación de la biodiversidad y sus tendencias, que ofrecen mayor facilidad de evaluación y costos menores en comparación con el uso de especies indicadoras. En segundo lugar, cuando los hábitats y las comunidades en si son objetos de conservación, es necesario monitorearlos.

En relación a la función indicadora, las variables de estructura y composición de hábitat se toman como indicadores de la diversidad de especies o para la evaluación de especies individuales de importancia para la conservación. La función indicadora tiene importantes fundamentos teóricos (Townsend *et al.* 2003) pero en probablemente una mayoría muy grande de los casos de manejo para la conservación, es hipotética tal y como lo es en el caso de las especies indicadoras. Existen varios ejemplos de la aplicación de este tipo de indicadores: la detección temprana de amenazas a especies de importancia para la conservación en bosques del pacífico noroeste de los Estados Unidos a través del monitoreo de características de hábitat a escalas múltiples fue propuesta por Mulder *et al.* (1999). Finegan *et al.* (2004) presentan una propuesta para contribuir a mitigar impactos humanos en biodiversidad en Bosques de Alto Valor para la Conservación, combinando la priorización primero, de medidas ampliamente reconocidas de protección y segundo, el monitoreo a escala local enfatizando indicadores de estructura y composición de hábitat.

### *3.2.2 Sensores remotos, SIG y la aplicación de la ecología de paisajes*

El auge durante los últimos tres décadas de la ecología de paisajes, unido con y retroalimentado por la información de sensores remotos analizada en Sistemas de Información Geográfica (SIG) le ha dado a la sociedad la capacidad de caracterizar la estructura, composición y dinámica (absolutamente imprescindible en un mundo de cambio tan rápido) de su biodiversidad a escalas geográficas grandes y de realizar monitoreos confiables a la escala de tipo de comunidad dentro del paisaje o la región (O'Neill *et al.* 1997).

Por sensoramiento remoto, aquí se refiere a la detección de energía electromagnética desde aviones o satélites. Los sensores remotos, sobretodo los satélites, se han convertido en fuentes principales imprescindibles de información para el monitoreo y la evaluación de los cambios naturales tanto como los impactos humanos en los recursos naturales del planeta (Cuadro 6). Numerosas revisiones de la aplicación del sensoramiento remoto a la investigación y el monitoreo de la biodiversidad han sido publicadas en años recientes, entre ellas fueron consultadas para el presente trabajo Kerr y Ostrovsky (2003), Turner *et al.* (2003), Leimgruber *et al.* (2005) y Mayaux *et al.* (2005).

Como todos los enfoques de evaluación de indicadores del estado de conservación de la biodiversidad y sus tendencias, el uso de información proveniente de los sensores remotos tiene ventajas tanto como desventajas (Cuadro 6). Las ventajas, sin embargo, superan por un margen muy grande las desventajas: los datos provenientes de los sensores remotos: 1) son usualmente menos caros y más rápidos que los colectados en tierra, 2) Ofrecen una perspectiva desde arriba, permitiendo una mejor comprensión de las relaciones espaciales a gran escala, 3) permiten capturar datos de rangos no-visibles del espectro electromagnético, 4) cubren grandes e inaccesibles áreas usando un uniforme nivel de detalle (resolución), y 5) permiten monitorear la dinámica de la cobertura de la tierra en el largo plazo usando idénticas técnicas (Kerr y Ostrovsky 2003, Turner *et al.* 2003 y Mayaux



**Cuadro 6.** Resumen de las principales ventajas y desventajas del uso de imágenes satelitales para los programas de monitoreo (basado en Muldavin *et al.* 2001, Leimgruber *et al.* 2005 y Tucker *et al.* 2005).

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> <li>❖ La alta resolución espacial de muchos sensores permite el detalle suficiente para detectar cambios en el uso de la tierra (30 m por píxeles el caso de imágenes Landsat, aunque satélites nuevos tienen mayor resolución).</li> <li>❖ La continuidad de datos Landsat, que provee los esenciales registros dinámicos de cómo cambia la cobertura de la tierra.</li> <li>❖ Las recientes estrategias para adquirir las imágenes con costos reducidos.</li> <li>❖ Se puede cubrir grandes e inaccesibles áreas usando una aproximación estándar, con un uniforme nivel de detalle y a costos reducidos para algunos sensores</li> <li>❖ Datos espaciales derivados de sensores remotos son la fuente principal para el desarrollo de capas de información utilizadas y combinadas en SIG, no sólo en la generación de mapas, sino también de información ambiental cuantitativa que puede ser utilizada en estudios sobre la distribución de la biodiversidad</li> <li>❖ Los mapas derivados de los satélites pueden ser usados para un programa de muestreo estratificado</li> <li>❖ Los datos pueden ser usados para caracterizar estructura, composición y dinámica de la cobertura a escalas desde la global hasta la local</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>❖ En los casos que hay cobertura global por satélites que no sean Landsat su resolución es baja</li> <li>❖ Dudas entre ecólogos y biólogos de la conservación sobre la relación entre la escala de la información y la de los procesos ecológicos de interés</li> <li>❖ El alto costo de información de alta resolución espacial procedente de sensores nuevos</li> <li>❖ No es fácil distinguir entre todos los tipos de cobertura, debido a lo cual las tasas de error en la clasificación de hábitats naturales quizás sean inaceptables</li> <li>❖ Falta de consenso sobre la definición, por ejemplo, de lo que constituye bosque, hace que los resultados de diferentes estudios no sean comparables</li> <li>❖ No todas las amenazas e impactos, como la tala selectiva de árboles o los incendios recientes, son fácilmente distinguibles en las imágenes satelitales</li> <li>❖ La vida de el satélite quizás sea más corta que la vida del proyecto de monitoreo, lo que podría potenciar dificultades en comparar los resultados de los sensores originales y los reemplazantes.</li> <li>❖ Los sensores ópticos pasivos a menudo usados en evaluaciones de cobertura y su dinámica tienen su valor restringido en zonas donde la cobertura por nubes es persistente</li> <li>❖ Las necesidades de personal capacitado se amplían de la ecología hacia los SIG y sensores remotos</li> </ul>

*et al.* 2005). Entre factores que podrían ser considerados desventajas figura el hecho de que el uso que se les ha dado a las imágenes Landsat ha sido determinado más por las características del sensor (en su énfasis en evaluaciones de hábitats terrestres, sobretudo bosques), que por la situación más deseable - que las características del sensor fueran determinadas por los usos que se les quisiera dar (Leimgruber *et al.* 2005). Sensores diseñados para la evaluación de ecosistemas, como *SPOT Vegetation*, son más recientes que Landsat y no tienen una cobertura geográfica tan amplia como la que brinda esta última serie de satélites (Mayaux *et al.* 2005). Una desventaja especialmente evidente en los trópicos es la interferencia de las condiciones atmosféricas en la información brindada por sensores pasivos, siendo el ejemplo más sencillo y evidente la constante nubosidad en algunas zonas (Nagendra y Gadgil 1999).

En cuanto a su aplicación, en años recientes los sensores remotos han generado información confiable sobre temas ambientales de importancia primordial como la evaluación de la destrucción, fragmentación y simplificación de bosques naturales tropicales, cambios en comunidades de arrecifes coralinos y la disminución de la extensión del hielo polar y de los glaciares (Leimgruber *et al.* 2005; ver también Asner *et al.* 2005 y Mayaux *et al.* 2005). Nótese como en todas estas situaciones el énfasis es en la dinámica de la cobertura, y la capacidad de los sensores remotos de suministrar información sumamente actualizada para la caracterización de esta dinámica. A través de los sensores remotos se ha podido documentar, entre las crecientes amenazas sobre las AP tropicales, su aislamiento creciente en paisajes dominados por la actividad humana (por ejemplo, Sánchez-Azofeifa *et al.* (2003) para Costa Rica y DeFries *et al.* (2005) para los trópicos en general) y utilizando información de esta fuente se ha podido completar uno de los primeros intentos de evaluar la conectividad estructural entre áreas protegidas proveída por los corredores biológicos (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2003). Cabe señalar que el estudio de DeFries *et al.* (2005) se basó parcialmente en imágenes del sensor MODIS, que con una resolución espacial de 250 m y la actualización frecuente de información lista para el análisis a través del Índice Realzado de Vegetación (EVI por sus siglas en inglés) es también un sensor que tiene mucho que ofrecer para el monitoreo a escalas regional y de paisaje (Friedl *et al.* 2002). El mapeo de la cobertura actual o potencial de hábitats naturales o comunidades de importancia para la conservación, usando imágenes de satélite, es la base para uno de los enfoques de priorización para la conservación más exitosos de la actualidad, el análisis GAP o de vacíos de conservación (Scott *et al.* 1991). Otra aplicación de esta tecnología que es de importancia primordial en nuestra época es la predicción de posibles impactos del cambio climático en biodiversidad; uno de los primeros estudios de este tema que logra abarcar una región tropical diversa es el de Peterson *et al.* (2002) sobre elementos de la fauna de México. De acuerdo con lo expuesto en la sección anterior, el monitoreo de los cambios en la cobertura de comunidades naturales a escalas global, regional y nacional, a través de información de sensores remotos, es considerado parte de la columna vertebral de los esfuerzos de conservación y uso sostenible de biodiversidad (Balmford *et al.* 2005, Mayaux *et al.* 2005, Pereira y Cooper 2006).

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son la herramienta que permite el manejo de la información procedente de los sensores remotos en formas tanto científicamente bien fundamentadas como asequibles y útiles para no-especialistas (Mas 2005; Salem 2003; Leimgruber *et al.* 2005). Los SIG nos permiten combinar, comparar y analizar datos para revelar relaciones entre factores ambientales y componentes de la biodiversidad, además de permitirnos comunicar en una forma efectiva una gran variedad de información. En combinación con series en el tiempo de información satelital, nos permiten detectar la dinámica del cambio y estimar su magnitud. Los modelos de distribución potencial de especies de flora y fauna a gran escala pueden ser construidos (ver la Sección 5.3.5) y, juntos con la información sobre cobertura de hábitats naturales, han llegado a ser herramientas claves para predecir donde deben ser direccionados los esfuerzos de conservación (por ejemplo en el análisis GAP, originalmente aplicado en el estado de Idaho, EE.UU., donde fue creado, y posteriormente, en varias regiones neotropicales: ver Caicco *et al.* 1995, Kiester *et al.* 1995, Fearnside y Ferraz 1995, Powell *et al.* 2000, Sierra *et al.* 2002, Armenteras *et al.* 2003 y Cantú *et al.* en prensa). De esta manera, los SIG aportan a la integración del uso de la información de biodiversidad en el proceso de toma de decisiones a todos los niveles de la sociedad.

Para la evaluación de impactos humanos en biodiversidad dentro del contexto de un esfuerzo como el PROMEC-CR, es la combinación de la tecnología de sensores remotos y SIG con conceptos y herramientas de la ecología de paisajes que provee los indicadores

principales listos para la aplicación inmediata (Sección 5). La ecología de paisajes es esencialmente una disciplina aplicada que estudia cuantitativamente el desarrollo y la dinámica de:

- ❖ la *estructura* del paisaje (la disposición en el espacio horizontal de los elementos que componen el paisaje - apropiadamente concebidos como los tipos de cobertura y sencillamente sintetizados en el modelo parche-corredor-matriz (Lindenmayer y Franklin 2002) y las características de esos elementos tales como su tamaño y forma (Turner 1989, McGarigal y Marks 2002)
- ❖ la *composición* del paisaje (los tipos de coberturas presentes y sus importancias relativas, expresadas por ejemplo como el porcentaje del paisaje que cada tipo de cobertura ocupa)
- ❖ las *funciones* del paisaje y como determinan, y son determinadas por, los aspectos anteriores (para fines del presente documento las funciones del paisaje pueden ser concebidas como los procesos bióticos - movimientos de animales, por ejemplo - y abióticos - flujos de materia y energía, de manera que la función principal dentro del presente contexto es resumida por el término *conectividad*)
- ❖ las distribuciones y abundancias de las especies presentes en el paisaje
- ❖ el cambio - la dinámica - de todos los factores anteriores

además de que tiene un énfasis fuerte en la aplicación de sus principios y conocimientos empíricos al manejo de paisajes (Noon y Dale 2002).

Desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, el enorme potencial que tiene la ecología de paisajes puede caracterizarse claramente en los siguientes términos (Turner 1989, Lindenmayer y Franklin 2002, Noon y Dale 2002):

- ❖ la estructura y composición de los paisajes, en combinación con los factores ambientales y las perturbaciones de diferentes tipos y la dinámica de todo lo anterior, controlan las distribuciones y abundancias de los objetos de conservación - las especies presentes en el paisaje y las comunidades que forman. La actividad humana es uno de las fuerzas más importantes que moldean la estructura, la composición y la dinámica de los paisajes y por ende influyen en el estado de conservación de la biodiversidad
- ❖ en relación a lo anterior, el análisis en un SIG de mapas digitales de paisajes derivados de imágenes de sensores remotos arroja información básica para la evaluación del estado de conservación de la biodiversidad del paisaje - el área total de cada tipo de hábitat, el grado de fragmentación de cada tipo de hábitat, el grado de aislamiento de parches de hábitat natural dentro de matrices agropecuarias que presentan diferentes grados de dificultad para el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales para la supervivencia de las especies y las comunidades (o sea, la conectividad - ver las Secciones 5.2.2 y 5.3.3), y la dinámica de todos estos factores

Como siempre, hay que reconocer también las limitaciones del enfoque. Ya se señalaron varias limitaciones de los sensores remotos, como la que actualmente, su capacidad de detectar impactos humanos en bosques tales como la explotación selectiva de madera y los incendios pasados es limitado, además de que la tecnología a veces no detecta entre tipos de cobertura boscosa con distintas composiciones florísticas o atributos estructurales que son de importancia primordial para la conservación (Lu *et al.* 2003, Sesnie *et al.* en preparación). Además de lo anterior, debe quedar claro que las relaciones exactas entre

las medidas de estructura y composición de paisajes y el estado de conservación de la biodiversidad, nuevamente, son desconocidas más allá de puntos sencillos como el hecho de que el área remanente de un tipo de comunidad natural es en si una medida del estado de conservación de esa comunidad (para un excelente ejemplo, ver Noss *et al.* 1995). Dentro de la ecología de paisajes existen fuertes discusiones sobre las importancias relativas de la reducción de área de hábitat por un lado, y su grado de fragmentación por otro lado, en las reducciones de poblaciones y extinciones locales de especies (Fahrig 2003). Finalmente, las evaluaciones de conectividad estructural en corredores biológicos usando software como el de McGarigal y Marks (2002), esenciales para el monitoreo de los corredores, son evaluaciones sencillas de una realidad altamente compleja (Secciones 5.2.2 y 5.3.3).

Algunas de las medidas de impacto humano en biodiversidad que nos ofrece este enfoque, entonces, son más directas que otras, y algunas son de relevancia ecológica más clara que otras. Esta como hemos enfatizado es una característica fundamental del uso de indicadores en el mundo imperfecto de la evaluación y el monitoreo para la conservación, que debe de tenerse siempre presente en la ejecución de un programa de monitoreo.

### *3.2.3 Ejemplos de sistemas regionales, nacionales o subnacionales de monitoreo ecológico para la conservación*

Como evidencia la bibliografía del presente trabajo, una multitud de documentos científicos y técnicos, entre ellos libros enteros, ofrecen un sinfín de consejos y recomendaciones sobre el monitoreo ecológico. Pero, ¿cuántos casos hay de implementación de programas de monitoreo para la conservación? En relación a los puntos discutidos en las secciones anteriores, ¿cuáles indicadores han sido seleccionados para estos programas y cuáles han resultado útiles en la práctica?, y, ¿en cuántos casos puede decirse que el programa ha sido un éxito? En la presente sección revisamos algunos ejemplos para tratar de contestar estas preguntas (ver el Cuadro 7).

Actualmente muchas iniciativas de monitoreo ecológico representan, directa- o indirectamente, respuestas a la necesidad de evaluar los avances logrados en relación a las metas 2010 de la CDB (ver Introducción). El esfuerzo de la misma CDB de coordinar un monitoreo a múltiples escalas grandes, empezando con el global, es obviamente un ejemplo, al igual que lo son el proceso europeo bajo el liderazgo científico de la EASAC, e indirectamente, la iniciativa mesoamericana (Cuadro 7). Existen varios casos de propuestas o implementación de programas de monitoreo para áreas protegidas individuales, tanto en zonas templadas como en zonas tropicales. El apoyo de la cooperación internacional suele ser clave respecto a propuestas y programas implementados de monitoreo en los trópicos.

No obstante lo anterior, el ejemplo mejor documentado de desarrollo e implementación de un programa de monitoreo dentro del contexto de un plan de manejo adaptativo para la conservación a escala regional precede la CDB. Ese ejemplo es el Plan Forestal del Noroeste (PFN), coordinado por el Servicio Forestal de los Estados Unidos y elaborado como respuesta a un conflicto ambiental originado durante la década de los 1970 - el impacto del aprovechamiento de madera en el búho *Strix occidentalis caurina* (Mulder *et al.* 1999, Dellasala y Williams 2006, y ver <http://www.reo.gov/monitoring/>). Al final de la presente Sección se identifican algunas de las lecciones generadas durante la primera década de monitoreo ecológico dentro del PFN.

Los indicadores seleccionados en los ejemplos citados aquí, y los procesos de selección, representan una lección sumamente importante para todos los interesados en el tema del monitoreo ecológico.

*Indicadores ligados a la extensión y la configuración de hábitat* son comunes a todos los ejemplos citados. Aunque como se señaló en la sección anterior, nadie pone en duda el valor de tales indicadores y es ampliamente reconocido que pueden ser evaluados a partir de imágenes de sensores remotos en un sistema de información geográfica, varios factores complican su aplicación inmediata para la evaluación de la biodiversidad en contextos operacionales (Mace et al. 2005, Pereira y Cooper 2006). Para el nivel global, aunque existen evaluaciones de cobertura terrestre para diferentes fechas, ninguna es directamente comparable con otra debido a que se han usado diferentes sensores, sistemas de clasificación de cobertura, y métodos de clasificación. Por lo tanto, en este momento no existen evaluaciones confiables ni del tipo ni de la tasa de cambio en la cobertura terrestre a escala global (Pereira y Cooper 2006). A escala nacional, Kleinn *et al.* (2002) señalan como los diferentes procedimientos y definiciones utilizados en estudios de la cobertura boscosa del país influyen en los resultados generados y complican la detección y interpretación de tendencias. Es por esta razón que es necesario institucionalizar un sistema único de clasificación de coberturas de la tierra, que incluya los procedimientos de procesamiento de imágenes y establece estándares en relación a factores como el grado de error permisible en la clasificación (Sección 5.2.1). Otro factor clave en la evaluación de esta categoría de indicadores es el costo y la complejidad de la clasificación. Muchas evaluaciones, por ejemplo, no logran diferenciar bosques plantados de bosques naturales o seminaturales, o diferentes tipos de bosque natural, aunque esta diferenciación es clave en la definición de objetivos y acciones de conservación (Pereira y Cooper 2006).

*El número de especies por categoría de amenaza* es otro indicador que se toma en cuenta ampliamente en propuestas de monitoreo para la conservación (Cuadro 7). Existen varios protocolos para la asignación de especies a categorías de amenaza, los cuales han avanzado enormemente hacia la meta de lograr clasificaciones lo más consistente y transparente posibles del estatus de conservación de especies, utilizando enfoques como reglas de decisión o escalas de calificación.

Dentro del contexto del monitoreo, no obstante, es primordial señalar primero que por lo general, estos protocolos no fueron diseñados para proveer evaluaciones de tendencias en el estado de la biodiversidad - para, por ejemplo, “proveer un índice global del estado de degeneración de la biodiversidad” (SSC Red List Programme 2006) - y que su uso para este fin ha generado cierta controversia (Possingham et al. 2002, SSC Red List Programme 2006). El valor que tendría una herramienta confiable que permita tales evaluaciones, sin embargo, es claro. Dentro de este contexto han llegado a ser ampliamente reconocidos los procedimientos desarrollados por el Programa de Listas Rojas de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN (Lamoreux *et al.* 2003, Brooks y Kennedy 2004) y actualmente se trabaja fuertemente en el fortalecimiento y la validación de estos procedimientos, bajo el estímulo, nuevamente, de la necesidad de evaluar el avance hacia las metas 2010 (p.e. Butchart *et al.* 2005).

Otro punto clave respecto a este indicador es que su potencial, para un futuro previsible, es limitado a un rango muy limitado de grupos taxonómicos para los cuales la información disponible se considera adecuada. Butchart et al. (2005), por ejemplo, presentan una evaluación de cambios en el estatus global de conservación de las aves usando el Índice de Lista Roja; su evaluación de los anfibios es sólo preliminar, mientras que para las plantas vasculares - otro grupo que se considera bien conocido - un enfoque de evaluación sobre la base de la Lista Roja está apenas siendo desarrollado (Nic Lughada *et al.* 2005).

Cinco de las propuestas analizadas proponen el monitoreo de las distribuciones y las abundancias de especies. Consideraciones generales sobre este punto se presentan en la Sección 3.2.1 y sustentan la posición de los autores de no incluir el monitoreo directo de

poblaciones de especies individuales dentro de la primera etapa del PROMEC-CR. Una propuesta práctica de monitoreo indirecto de especies - evaluando las características espaciales de su hábitat bajo un enfoque de ecología de paisajes - sí está incluido en nuestra propuesta (Sección 5.3.5).

El programa de monitoreo ecológico que sustenta el PFN fue descrito por Mulder *et al.* (1999) y ya se han divulgado evaluaciones de su ejecución durante el primer ciclo decenal del Plan (Bormann *et al.* 2006, y ver los artículos introducidos por Dellasala y Williams (2006). Un resumen de las lecciones aprendidas durante este periodo se presenta en el Recuadro 5.

	Contexto institucional							
	CDB	EASAC	PCCBM	Heinz Center	USDA/FS	CONAP	DENR/Nordeco	KMTNC / UNEP/WCMC
<b>Alcance/escala espacial</b>	Global	Regional	Regional	Nacional	Subnacional/ecoregional	Subnacional/Reserva de Biósfera	Area protegida	Area Protegida
<b>Ubicación geográfica</b>	---	Miembros Unión Europea	Mesoamérica	EE.UU.	Noroeste pacífico, EE.UU.	Petén, Guatemala	Tres parques nacionales, Filipinas	Area de Conservación Annapurna, Nepal
<b>Metas/Objetivos</b>	Evaluar avances respecto a las metas 2010	Evaluar avances respecto a las metas 2010	Conocer el estado y las tendencias de la biodiversidad regional	Describir la condición y el uso de ecosistemas del país	Evaluar el grado de éxito del <i>Plan Forestal</i> en alcanzar objetivos de conservación y bienestar humano	Generar información confiable para la evaluación del desempeño de la Reserva de la Biosfera Maya ... que sirva como insumo para la toma de decisiones ...	Mejorar la información disponible para la toma de decisiones sobre manejo de áreas protegidas	Evaluar el grado de éxito de las acciones de manejo en alcanzar objetivos de conservación
<b>Enfoque</b>	técnico	técnico	técnico	técnico	técnico	técnico	participativo	técnico
<b>Estatus</b>	Fase de arranque	Fase de arranque	propuesta	En ejecución	En ejecución	propuesta	propuesta	propuesta
<b>Indicadores propuestos</b>								
Extensión, configuración y calidad de hábitat	❖	❖	❖	❖	❖	❖	❖	❖
número de especies por categoría de amenaza	❖	❖	❖	❖		❖		
distribuciones y poblaciones de especies	❖	❖	❖				❖	❖
áreas protegidas: apoyo político, efectividad manejo, cobertura	❖	❖	❖					
Intensidad de actividades extractivas							❖	

**Cuadro 7.** Ejemplos de programas de monitoreo ecológico a diferentes escalas, propuesta o actualmente siendo aplicadas.

**Recuadro 5. Lecciones aprendidas del primer ciclo decenal de ejecución del manejo adaptativo por el Plan Forestal del Noroeste (PFN) de Estados Unidos, con énfasis en el monitoreo ecológico (tomado de Bormann et al. 2006.)**

El PFN se fundamentó en el manejo adaptativo debido a la incertidumbre existente respecto a las actividades programadas y sus resultados, en lo ecológico tanto como en lo social. La estrategia de manejo adaptativo tiene cuatro elementos:

1. el espacio geográfico para la ejecución,
2. estrategias organizativas para su aplicación en toda el área,
3. un programa regional de monitoreo y
4. un “paso interpretativo” formal para la síntesis de lo aprendido y la comunicación de mensajes entre científicos, decisores y representantes de organizaciones locales y el sector privado; el paso interpretativo es imprescindible para “cerrar el ciclo” del manejo adaptativo

Las lecciones principales extraídas del documento citado son:

- ❖ el enfoque adoptado para el paso interpretativo fue un éxito sobresaliente basada en la construcción cuidadosa de confianza y respeto mutuo entre las partes, sin sacrificar credibilidad científica-técnica, donde un informe decenal de los resultados del monitoreo de la ejecución y una serie de reuniones y un simposio para compartirlos entre todos los interesados son mandatos oficiales
- ❖ La designación de territorio para el manejo adaptativo no es suficiente para asegurar que éste se ejecute; la posibilidad de implementar enfoques innovativos de manejo fue muchas veces anulada por la precaución de las agencias reguladoras, cuya actitud de que *nada debe intentarse hasta que se conocen sus resultados probables* contradice directamente la filosofía del manejo adaptativo
- ❖ El monitoreo ecológico reveló tendencias inesperadas en indicadores claves (así justificando totalmente su ejecución), e hizo evidente una vez más de que el monitoreo a plazos mediano y largo es necesario para la detección confiable de tendencias y la separación de la influencia humana, directa e indirecta, de la variación natural
- ❖ El monitoreo de indicadores ecológicos, sociales y económicos costó en total US\$50 millones para el ciclo de diez años - US\$0.42 por hectárea del área del Plan. Entre las inversiones sustanciales necesarias para posibilitar el monitoreo figuraron la formación de un equipo multiagencia e intersectorial, la asesoría científica, y las actividades del paso interpretativo; por otra parte, reducciones de personal ligadas a cambios en las estrategias de aprovechamiento forestal en áreas asignadas para este fin, impactaron negativamente en la cantidad y la calidad de la información generada
- ❖ Es absolutamente imprescindible facilitar la discusión amplia de los objetivos del programa de monitoreo, involucrando nuevamente a todos los grupos de interesados, y de formular los objetivos en términos cuantitativos donde sea posible
- ❖ Los objetivos y métodos del programa de monitoreo deben de modificarse conforme se avanza desde un estado inicial de relativamente poco conocimiento hacia un estado de mayor conocimiento (Figura 1, Sección 2.2.1)
- ❖ El manejo adaptativo a escalas múltiples desde la local hasta la regional es desafiante; el valor de la experiencia que poseen algunas / os decisores y representantes de organizaciones comunitarias y el sector privado en la síntesis de información científica y el trabajo en equipos interdisciplinarios debe ser reconocido por científicos
- ❖ La incertidumbre en cuanto a los procesos institucionales necesarios para el manejo adaptativo es tan importante como la incertidumbre sobre los resultados del manejo en términos ecológicos, sociales y económicos, y requiere del mismo grado de esfuerzo para su conducción apropiada
- ❖ Los decisores y representantes de organizaciones locales y el sector privado deben reconocer que les es necesario institucionalizar el aprendizaje; por su parte, los científicos deben mejorar su desempeño en cuanto a la provisión de servicios a la sociedad y la entrega de evidencia y herramientas fundamentadas en ciencia



### 3.3 Aplicando los resultados del monitoreo, y el riesgo de equivocarse

Entre la amplia gama de desafíos que presenta el uso del monitoreo ecológico es el hecho de que se procura evaluar los cambios en el estado de sistemas ecológicos complejos y ligarlos a alguna(s) de una diversidad de causas posibles procedentes de otros sistemas complejos (climáticos, sociales), todo esto dentro de un contexto de fuertes limitaciones de dinero, equipo y personal.

La afirmación anterior puede provocar varias reacciones, entre ellas, “*pues, ¡obvio!*”. Pero en realidad, sus implicaciones deben de considerarse muy cuidadosamente. La meta de un programa de monitoreo es de suministrar información sobre un conjunto de objetos de conservación, y contestar preguntas de importancia primordial para la sociedad: en el caso del PROMEC-CR, por ejemplo, se ha definido entre sus objetivos generales para el periodo 2006-2010 *se conoce el estado de conservación de la biodiversidad del país y sus tendencias iniciales* (Finegan y Sesnie 2006). En términos más genéricos, el monitoreo procurará determinar si existen tendencias en los valores de los indicadores consideradas indeseables debido a la actividad humana, o si las acciones de manejo producen los resultados esperados.

El punto clave es que dentro del contexto del manejo adaptativo, las respuestas a estas preguntas que el programa de monitoreo genera, generarán a la vez acciones de parte de los diferentes grupos de interesados. Estas acciones pueden tratarse, por ejemplo, de inversiones en un estudio más profundo sobre un indicador en particular, de la asignación de más personal a una área protegida, o de cambios en las políticas que influyen en el uso de la tierra dentro de los corredores biológicos. Las acciones tomadas pueden influir inclusive en la imagen de un país ante un foro internacional como la Convención de Diversidad Biológica. Es dentro de este contexto que llega a ser de importancia absolutamente primordial *el grado de certeza que se tiene en los resultados del monitoreo* (y en relación a este punto, el diseño y otros aspectos metodológicos de la toma de datos sobre los diferentes indicadores del programa) y los criterios utilizados para decidir *cuánto y qué tipo de cambio en el valor de un indicador es aceptable, y cuánto y qué tipo de cambio es inaceptable y requiere de alguna acción mitigadora*. Estos son los dos temas de la presente sección.

*el grado de certeza que se tiene en los resultados del monitoreo* El planteamiento de objetivos y metodologías realizables para un programa de monitoreo debe partir de un entendimiento de la naturaleza de los sistemas ecológicos, que presentan muchas características inherentes que dificultan la identificación segura de cambios, sean estos deseables, neutros o indeseables. Los sistemas ecológicos son inherentemente dinámicos y espacialmente heterogéneos, y muchos de los cambios que en ellos se observan no se deben a la actividad humana, aunque normalmente el monitoreo debe ser capaz de distinguir entre una dinámica natural (uno de los procesos ecológicos que según el enfoque de AFC, se procura conservar) y una dinámica antropogénica que al detectarse es deseable frenar a través de alguna medida de manejo (Noon *et al.* 1999). Estos factores representan desafíos aun para la prueba de hipótesis en proyectos de investigación, pero un programa de monitoreo probablemente carecerá de los recursos y el personal especializado que caracterizan los proyectos de investigación. Se reitera el mensaje derivado del PFN (Sección 3.2.3) de que un programa de monitoreo puede detectar un tipo y grado de cambio obviamente indeseable en un indicador, sin que se sepa por qué está ocurriendo ese cambio y por ende, sin que se puedan identificar medidas mitigadoras concretas (Bormann *et al.* 2006, Noon y Blakesley 2006).

Dentro del contexto de recursos escasos, algunos autores señalan que los programas de monitoreo ecológico de los países tropicales deben de ser de “tecnología apropiada” (p.e. Danielsen *et al.* 2000) - o sea, que se ajusten a la realidad en cuanto a aspectos como grado de preparación del personal involucrado, complejidad de procedimientos y costos operativos. Pero, ¿cuáles son las implicaciones de este tipo de trabajo con relación a la meta de que a través del monitoreo se detectan las relaciones causa efecto en los cambios observados en los objetos de conservación y que los objetivos y las actividades de manejo sean científicamente defendibles? Es especialmente importante señalar que el monitoreo para la conservación ha enfrentado dificultades técnicas para establecer las relaciones causa-efecto, que le permitan reforzar las acciones de manejo en las deficiencias del sistema, por la dificultad de separar el efecto de las acciones antrópicas y los procesos naturales en los ecosistemas (Prato 2001) y articular adecuadamente el monitoreo del estado de la biodiversidad y las presiones que enfrentan. Sobre el monitoreo participativo, Danielsen *et al.* (2003) admiten que aun no sabe si la información arrojada representa verdaderas tendencias en los indicadores. Así, aunque el monitoreo participativo es a veces valiosísimo porque ayude a incorporar a los vecinos de una área protegida al proceso de manejo, aun no está claro si puede llegar a ser una herramienta confiable de manejo adaptativo.

Una pregunta que a menudo se formula y que es muy relevante a la presente discusión es, ¿qué es la diferencia entre el monitoreo y la investigación? Elzinga *et al.* (2001) observan que no existe ninguna línea divisora clara entre estas dos actividades, sino que diferentes tipos de estudio se ubican a lo largo de un continuo con relación a aspectos claves como la repetición de escenarios de intervención (los escenarios se considerarían tratamientos en la terminología del diseño experimental; el número de repeticiones puede ser inevitablemente cero en un programa de monitoreo y alto en un proyecto de investigación). Entonces, las consideraciones básicas sobre el diseño y análisis de un muestreo o de un experimento apropiadas para un programa de monitoreo son las mismas que se aplican para un proyecto de investigación.

Cabe aquí establecerse explícitamente que esta discusión nos lleva a la conclusión de que, al igual que es posible alcanzar conclusiones equivocadas aun en investigaciones bien financiadas y con un alto número de repeticiones, es posible alcanzar conclusiones equivocadas en la interpretación de los resultados del monitoreo. Este hecho es implícito en los procedimientos estándares de la biometría, cuando a una diferencia entre medias en un experimento le asignan un grado de probabilidad de que la diferencia puede ser producto del azar, o a la estimación de un parámetro le calculan límites de confianza.

Los tipos de error y las medidas que pueden ser tomadas para reducir la probabilidad de que se cometan son tratadas en textos básicos de biometría y diseño experimental, al igual que en publicaciones más especializadas sobre investigación aplicada para la conservación (Steidl *et al.* 1997) y monitoreo ecológico (Elzinga *et al.* 2001). Esta discusión está muy lejos de ser meramente académica, y para ilustrar esta afirmación, usaremos el siguiente ejemplo sencillo.

Se tiene una hipótesis de importancia para la conservación, como por ejemplo, que el uso de pesticidas en el cultivo del café reduce la abundancia de insectos nativos en fragmentos de bosque adyacentes a los cafetales. La literatura científica a menudo enfatiza la necesidad de reducir la probabilidad de cometer el error de aceptar esa hipótesis cuando es en realidad equivocada (conocido como error Tipo I); por supuesto, cometer este error puede conducir a intentos innecesarias, en relación a este punto específico, de reducir el uso de pesticidas en agricultura. Sin embargo, en conservación es igualmente o más importante evitar el error contrario, de rechazar la hipótesis - aceptar que las pesticidas no

están afectando las poblaciones de insectos nativos - cuando en realidad es cierta (error Tipo II). El error tipo II nos lleva a no tomar acción cuando en realidad medidas mitigadoras de impacto parecen ser necesarias (en ambos casos, es necesario también aplicar criterios para decidir no sólo si una diferencia es estadísticamente significativa, donde la capacidad de un estudio de detectar una diferencia que realmente existe - la *potencia estadística* del estudio - está bajo el control del investigador, sino también para decidir si una diferencia significativa es importante desde el punto de vista del manejo para la conservación; este punto es tratado en el inciso final de la presente sección).

Como el aumentar el número de repeticiones en un diseño es básico para reducir la posibilidad de cometer el error Tipo II, la discusión anterior hace evidente que los programas de monitoreo pueden ser especialmente susceptibles a este tipo de error. Es de importancia primordial evaluar las implicaciones de este hecho durante el diseño, la ejecución y la interpretación de los resultados de un programa.

El reconocimiento de los puntos anteriores es una de las razones por las cuales el monitoreo ha sido a menudo criticado como poco científico o sin sentido (Noss 1990, Yoccoz *et al.* 2001), mientras que lleva a varios equipos diseñadores y ejecutores de programas de monitoreo a recomendar que el programa cuente con el apoyo de un programa de investigación (Noss 1990, Noon *et al.* 1999, Elzinga *et al.* 2001, Noon y Blakesley 2006).

Finalmente, es importante considerar los diferentes tipos de datos que pueden ser contemplados en un programa de monitoreo. Tratando el tema de la evaluación de la efectividad del manejo (Sección 5.2.3), Hockings (2003) distingue entre metodologías basadas en datos cuantitativas y aquellas basadas en asignación de puntajes (cualitativas) (Cuadro 8). Los datos cualitativos están basados en las respuestas de los administradores de área con base en años de experiencia en campo, por ello quizás capturen mejor la complejidad de la realidad que muchos programas de monitoreo (Hockings 2003). No obstante las diferencias señaladas, a menudo ambas metodologías se integran en el diseño de un programa de monitoreo. Un ejemplo del uso de las metodologías de asignación de puntajes para evaluar efectividad de manejo es el desarrollo de un *Estándar para certificar áreas protegidas en Costa Rica* realizado por Padovan *et al.* (2002). A nivel global, Bruner *et al.* (2001) usaron una combinación de los dos tipos de datos para demostrar que las áreas protegidas pueden ser consideradas medidas efectivas de conservación.

Cuadro 8. Diferencias entre asignación de puntajes y de monitoreo de datos.

Característica	Asignación de puntajes	Monitoreo de datos
Escala espacial	Se usan para comparar la situación de AP en una región, país o a nivel mundial.	Se usan al interior de una AP
Escala temporal	Generalmente, se usan para obtener evaluaciones rápidas.	Se requiere evaluaciones repetidas para analizar los cambios, generalmente en períodos de tiempo de mediano a largo plazo.
Objetivos	Priorizar especies, áreas protegidas, regiones, ecosistemas.	Evaluar los cambios al interior de un área
	Tratan de evaluar la efectividad de manejo a través de la integración de datos de diferentes aspectos del manejo.	Se enfocan generalmente a evaluar el estatus de los recursos naturales en el AP.
Amplitud del estudio	Al basarse en preguntas puede incluir una mayor cantidad de rubros.	Se centra generalmente en los resultados del manejo y en áreas puntuales.
Fuentes de datos	Información secundaria y/o expertos	Evaluación en campo y/o laboratorio

Fuente: Hockings (2003)

*¿cuánto y qué tipo de cambio en el valor de un indicador es aceptable, y cuánto y qué tipo es inaceptable y requiere de acción?* Si se detecta un cambio en el valor de un indicador y se acepta que hay suficiente confianza que el cambio es real, ¿cómo se decide si ese cambio es importante o no? - en otras palabras, ¿cuánto cambio es permisible, y cuál es límite o umbral en el valor de un indicador el cual, si se alcanza o se excede, requiere alguna acción de parte de los diferentes grupos de interesados? Es absolutamente imprescindible que el programa de monitoreo provea una respuesta a esta pregunta, para cada uno de los indicadores.

Quizás sea necesario aclarar las bases del punto que se está tratando de establecer en el presente inciso. Ya se introdujo el concepto de potencia estadística - la capacidad de un estudio de detectar una diferencia real entre dos medias, o una tendencia en el tiempo del valor de un indicador - está hasta cierto punto bajo el control del investigador quien, por ejemplo, puede elevar la potencia de su estudio aumentando el número de repeticiones. Esto quiere decir que una diferencia de un 20% entre por ejemplo, las medias de las abundancias de insectos nativos en cafetales con y sin aplicación de insecticidas, puede ser estadísticamente significativa o no, dependiendo del número de repeticiones de cada escenario - cafetal con, y cafetal sin, insecticidas. En otras palabras, la significancia estadística es *relativa* y no puede tomarse como criterio único en la interpretación de los resultados del monitoreo. A los criterios estadísticos debe de agregarse uno más subjetivo, sobre la importancia de la diferencia. ¿Se considera que una reducción de un 20% de la abundancia media de insectos nativos es importante para la conservación o no? Si se decide que sí, pero esa diferencia no es estadísticamente significativa, se debe de analizar la potencia del diseño del monitoreo para evaluar si se puede haber cometido un error Tipo II.

Hay varias formas de enfocar la toma de decisiones sobre el tipo y el grado de cambio que es aceptable. Para cada indicador se debe definir una línea base o valor de referencia, que provea el punto de partida para la evaluación del cambio. Por lo general, no existirá información científica que permita establecer un límite de cambio biológicamente o ecológicamente importante (Noon *et al.* 1999). El punto de referencia entonces puede ser una medida del rango de valores posibles en áreas libres de intervención humana, y al activador definirse como un valor del indicador que caiga fuera del rango posible en condiciones naturales (Noon *et al.* 1999, Finegan *et al.* 2004). Las áreas de referencia, cuando existen, deben ser evaluados a lo largo del tiempo al igual que las áreas impactadas, para tener la seguridad de que los cambios observados no se deben atribuir a causas naturales (Finegan *et al.* 2004). A veces, sin embargo, las acciones de conservación no contarán con ecosistemas naturales de referencia, o bien puede ser que los activadores basados en la variación natural ya han sido excedidos en una zona pero que la misma siga siendo de importancia para la conservación. En este último caso, existe la posibilidad de establecer el valor actual del indicador como valor de referencia, y fijar un grado de cambio aceptable con base en negociaciones con grupos de interesados. El establecimiento de los umbrales de cambio aceptable debe tomar en cuenta factores que impactan en la potencia estadística como la variabilidad de los datos; no tiene sentido establecer umbrales de cambio estrechos para indicadores muy variables, donde la intensidad de muestreo necesario para determinar si el umbral ha sido excedido sería muy alta.

## 4. El diseño de programas de monitoreo

### 4.1 Introducción

En el diseño de programas de monitoreo, el paso inicial y más importante es la definición del objetivo y del objeto de monitoreo (Noss 1990, Ferretti 1997, Mulder et al. 1999, Danielsen et al. 2000, Tucker 2005). No obstante, previo a empezar el diseño del programa es preciso identificar a los actores involucrados o grupos de interesados. En el Cuadro 9 se presentan los pasos en el diseño de las metodologías de monitoreo presentados por Ferretti (1997), Tucker (2005), Danielsen *et al.* (2000) y Noss (1990), que reúnen las estructuras más comunes del diseño. Asimismo, existe coincidencia en la mayoría de artículos revisados en cuanto a que los programas de monitoreo deben ser diseñados para el largo plazo puesto que las respuestas a muchos cambios medioambientales son de largo plazo, sin perder de vista el hecho que se necesitan respuestas inmediatas para tomar decisiones urgentes, por lo que en el diseño se consideraran escalas múltiples de acuerdo al objetivo y objeto de monitoreo (Noss 1990, 1999).

### 4.2 Identificación de actores y de los grupos de interés

En principio, dado que se ha establecido que el monitoreo es parte fundamental del manejo adaptativo, los llamados a conducir los programas de monitoreo son los administradores del AP y los comités de gestión de los CB, quienes utilizarán la información para redireccionar las acciones de manejo (Corrau 2004, Canet en prep.). Sin embargo, cuando se trata de AP o CB individuales, hay que tomar en cuenta que hay más actores involucrados cuyas decisiones pueden cambiar a partir de los resultados del monitoreo, favoreciendo la conservación del área. Analizando la participación de los actores sugerimos agruparlos en dos grupos: los actores locales, cuya participación es directa en el área (los administradores del área, organizaciones comunitarias, el sector privado) y los actores foráneos cuya participación es a nivel de decisiones que la afectan (gobierno central, ONGs internacionales). Asimismo, Oakley *et al.* (2001) señalan que el protocolo de monitoreo debe ser diseñado en forma participativa por los administradores del programa de monitoreo, los críticos, el personal que realiza el trabajo de monitoreo y los científicos. En este protocolo se deben definir las necesidades de información de cada (interesado o grupos de los mismos en función a sus propios intereses (Tucker *et al.* 2005).

Además de los actores locales, los principales interesados en el monitoreo ecológico de las AP y CB serán la agencia de manejo o planificación de áreas protegidas a nivel nacional. Asimismo, es importante tomar en cuenta a otros actores que aceptarían cambiar sus prioridades de manejo como resultado de la evaluación (Hockings 2003), como por ejemplo algunos donantes. Además, Terborgh y Davenport (2002) y Danielsen (2000) resaltan la importancia de la transparencia en el manejo de los programas de monitoreo, para lo cual además de dirigirse a los actores directamente involucrados, la información producto del monitoreo debería estar disponible para el público en general por medios apropiados.

En la Figura 2 se plantea un esquema de la participación de los diferentes actores en el diseño, ejecución y evaluación de resultados del programa de monitoreo. Cabe resaltar, que la existencia del programa del monitoreo como parte de las actividades de manejo es independiente de los programas de seguimiento y/o supervisión que puedan tener los donantes ú otras entidades que apoyan la conservación del área protegida. Sin embargo, dada la transparencia con que este programa debe ser manejado la información debe fluir lo más rápidamente posible hacia todos los posibles interesados

**Cuadro 9. Pasos principales para el diseño de los programas de monitoreo de acuerdo a diferentes autores**

Tucker <i>et al.</i> (2005)	Ferreti (1997)	Danielsen <i>et al.</i> (2000)	Noss (1990)
<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Determinar que se necesita monitorear</li> <li>2. Revisar evaluaciones existentes y datos de monitoreo</li> </ol> <p>PARA CADA OBJETIVO</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>3. Definir localización de las características a ser monitoreadas y población objetivo a muestrear</li> <li>4. Determinar la frecuencia</li> <li>5. Seleccionar el método</li> <li>6. Determinar el mejor tiempo para usar el método</li> <li>7. Diseñar un esquema de muestreo</li> <li>8. Diseñar formularios y documentar los métodos</li> <li>9. Probar los métodos y muestreos mediante evaluaciones piloto o datos existentes</li> </ol> <p>PARA EL PROGRAMA ENTERO</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>10. Revisar la factibilidad con relación a los recursos</li> <li>11. Preparar un plan de trabajo</li> <li>12. Llevar a cabo entrenamiento si es necesario</li> <li>13. Llevar a cabo el monitoreo y el análisis de datos</li> <li>14. Reportar a los actores involucrados y actuar en función a los resultados</li> <li>15. Revisar objetivos del programa de monitoreo</li> <li>16. Evaluar riesgos para cada característica y anticipar tasas de cambio.</li> <li>17. Revisar el estado y presión a las características claves de la biodiversidad</li> <li>18. Evaluar la disponibilidad de recursos para el monitoreo</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1) Definir la entidad objetivo</li> <li>2) Identificar cuidadosamente los objetivos y preguntas de evaluación</li> <li>3) Definir la cobertura especial y/o ecológica</li> <li>4) Identificar los indicadores e índices a ser usados en el programa.</li> <li>5) Definir la intensidad del monitoreo</li> <li>6) Seleccionar la estrategia de muestreo apropiada</li> <li>7) Abarcar una adecuada cobertura y tiempo.</li> <li>8) Incorporar rigor en los procedimientos de asegurar la calidad.</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Compilar la información básica del área protegida</li> <li>2. Identificar prioridades para el monitoreo de la biodiversidad.</li> <li>3. Entrenamiento.</li> <li>4. Establecer el sistema de monitoreo de la biodiversidad.</li> <li>5. Compilar los datos y métodos de campo.</li> <li>6. Analizar datos e identificar tendencias.</li> <li>7. Validar resultados con comunidades.</li> <li>8. Presentar hallazgos y recomendar acciones al cuadro de manejo de áreas protegidas.</li> <li>9. Tomar decisiones para mejorar las áreas protegidas.</li> <li>10. Revisar y fortalecer el sistema de monitoreo</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. ¿Que y porque? Definición de las metas y objetivos del programa.</li> <li>2. Reunir e integrar la información existente.</li> <li>3. Establecer las condiciones de la línea base.</li> <li>4. Identificar áreas prioritarias con base en una combinación de características especiales y grado de amenaza</li> <li>5. Formular específicas preguntas a ser respondidas por el monitoreo.</li> <li>6. Seleccionar los indicadores.</li> <li>7. Identificar áreas de control y tratamientos.</li> <li>8. Diseñar e implementar un esquema de muestreo.</li> <li>9. Validar las relaciones entre los indicadores y los puntos finales.</li> <li>10. Analizar tendencias y recomendaciones de acciones de manejo.</li> </ol>

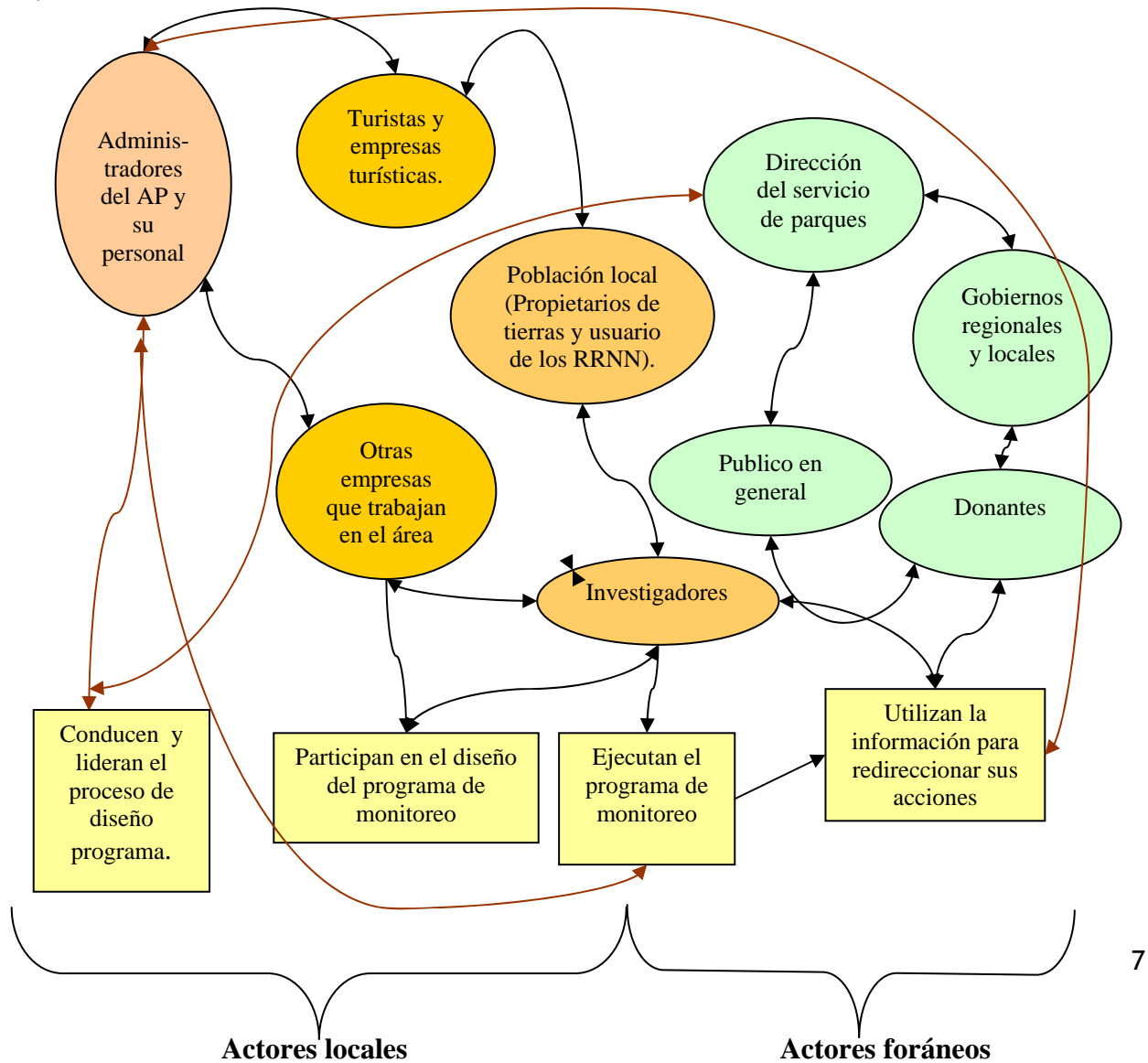


Figura 2. Relaciones entre los actores involucrados en los programas de monitoreo

#### 4.3. Objetivos y objetos de *monitoreo*

Los objetivos del monitoreo responden a la pregunta ¿Por qué monitoreamos?, cuya respuesta varía de acuerdo al enfoque del programa de monitoreo diseñado, de aquellos que se centran en conocer solo el estado de conservación de la biodiversidad hasta aquellos que buscan establecer el cumplimiento de las metas de manejo del área protegida o el corredor biológico. Por otra parte, los objetos responden a la pregunta ¿Qué monitorear?, cuya respuesta debe conjugar los objetivos del AP, los objetivos del monitoreo y la comprensión de los procesos naturales y sociales que se dan en el AP, ver Cuadro 10. En ese sentido, las metodologías que se centran en la evaluación de la integridad ecológica de las áreas protegidas, buscan no sólo identificar un grupo de especies indicadoras, sino definir una gama de objetos de conservación que comprenden desde las características del hábitat, pasando por grupos de especies, hasta especies claves.

**Cuadro 10. Posibles objetivos y objetos del monitoreo.**

Criterios base para definir los objetos <sup>3</sup>	Lista preliminar de objetos de monitoreo <sup>4</sup>	Como identificar los atributos ecológicos claves <sup>5</sup>
<p><b>Actividades básicas de protección</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Infraestructura física</li> <li>• Personal en el sitio</li> <li>• Entrenamiento</li> <li>• Tenencia de la tierra</li> <li>• Análisis de amenazas</li> <li>• Declaración oficial de tenencia de la tierra.</li> </ul> <p><b>Manejo a largo plazo</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Reservar zonas y zonas de amortiguamiento</li> <li>• Plan de manejo a largo plazo del sitio</li> <li>• Evaluación de las necesidades de la ciencia de conservación</li> <li>• Monitoreo del plan de desarrollo e implementación</li> </ul> <p><b>Financiamiento a largo plazo</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Plan de autofinanciamiento</li> <li>• Plan de financiamiento a largo plazo</li> </ul> <p><b>Aspectos sociales locales</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Amplia base del comité de manejo a largo plazo/comité técnico 2. Comunidad envuelta en el uso compatible de recursos</li> <li>• Desarrollo de agendas políticas a nivel regional y local</li> <li>• Programas de educación ambiental</li> </ul>	<p><b>Aspectos socioeconómicos</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Presión demográfica en los límites, actitud de la población local, economía local y dependencia de actividades extractivas, presencia de operaciones extractivas a gran escala, prevalencia del sistema de tenencia de tierras</li> </ul> <p><b>Amenazas derivadas de actividades legales</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Presencia de residentes legales, usos sostenibles permitidos, turismo, concesiones, actividades recreativas y manejo de desperdicios</li> </ul> <p><b>Amenazas derivadas de actividades ilegales</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Caza furtiva, tala ilegal, minería, ganadería, invasiones y comercialización de productos naturales</li> </ul> <p><b>Amenazas invisibles</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Deficiencias legales, falta de apropiados títulos de la tierra, falta de títulos sobre los recursos, falta de políticas adecuadas, falta de cooperación interinstitucional, jerarquía de los ministerios, intereses privados y legislación pendiente</li> </ul> <p><b>Administración y manejo</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Presupuesto, personal y niveles de educación, equipamiento, refuerzo de la capacidad, manejo del turismo, indicadores de corrupción y definición y puesta de límites</li> </ul> <p><b>Recursos naturales</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Indicadores biológicos, especies de excepcional valor y Calidad de agua</li> </ul> <p><b>Amenazas globales</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cambio climático global, Polución del aire y el agua, Fuego e Invasión por especies exóticas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Principales características de la composición biológica y su estructura espacial:</li> <li>• Interacción biótica que forma o controla esta variación en la estructura espacial de la composición biológica sobre el espacio y tiempo.</li> <li>• Regímenes medioambientales y constreñimientos (interacciones abióticas), que formen condiciones de hábitat químicas y físicas y formen variaciones la composición biológica y la estructura sobre el espacio y tiempo con relación a estas condiciones. Se consideran disturbios medioambientales y variaciones normales.</li> <li>• Conectividad ecológica y ambiental que afecta la habilidad de las especies y grupos de especies o sus propagulos para moverse o ser llevados entre localizaciones apropiadas en la tierra o en el agua, para mantener la diversidad genética, especies y comunidades ecológicas. La conectividad afecta también la habilidad del medioambiente natural para transportar materia que forma hábitat a través de la tierra o agua.</li> </ul>

<sup>3</sup> TNC (1999)

<sup>4</sup> Terborgh y Davepont (2002)

<sup>5</sup> TNC (2003).



En ese sentido, Parrish *et al.* (2003), señalan que los objetos de conservación representan la biodiversidad de un paisaje a ser conservado o de un área protegida. Pueden ser monitoreados por sí solos o su monitoreo puede ser componente de la medición de la efectividad de las medidas de conservación (Secciones 5.2.3 y 5.3.2). Por ejemplo la población de una especie en la que estamos interesados puede ser llamada la población objeto del monitoreo y el área en la cual es encontrada es el área objeto (Tucker *et al.* 2005). Cada objeto de conservación debe tener objetivos y metas claros, los que idealmente deberían haber sido determinados durante la elaboración del plan de manejo del AP o el CB. Asimismo, el monitoreo debería establecer si los objetivos relacionados a las presiones y respuestas están siendo logrados (Tucker *et al.* 2005).

El enfoque de conservación expuesto en la Sección 2.1.1 tiene la implicación clara de que en principio, las comunidades naturales (los hábitat), las especies individuales y los procesos ecológicos y evolutivos sean los objetos de monitoreo. Por otra parte, es necesario que los programas de monitoreo sean prácticos. Esta necesidad, en primer lugar, reduce este abanico de categorías de objetos de monitoreo a dos, en cuanto a un monitoreo razonablemente directo - comunidades y especies. Los indicadores evaluados a estos niveles ecológicos se asume que representan la integridad de los procesos ecológicos y evolutivos cuya medición resulta excesivamente complejo (Sección 3). En segundo lugar, obliga el uso de ejercicios de priorización, que dentro del contexto de propuestas para monitoreo estratégico, normalmente definen un grupo reducido de indicadores para el monitoreo. Algunos ejemplos sobresalientes de propuestas de monitoreo estratégico definidos en años recientes que aplican este enfoque figuran los analziados en la Sección 3.2.3.

#### **4.4. Línea base y el análisis de amenazas y presiones**

Se considera el establecimiento de la línea base a la evaluación inicial del estado de un AP o CB, principalmente con respecto al estado de conservación de la biodiversidad de la misma. En el esquema de las cinco S para la conservación de sitios de TNC (2001), esta línea base es denominada como “sistemas”. En los “sistemas” se describen los objetos de conservación que se encuentran en el sitio y los procesos naturales que los mantienen, en los cuales se enfocará la planificación para el sitio y la medición del éxito de la conservación. APECO *et al.* (2003) señalan que la “línea base” es la primera medición de todos los indicadores especificados para el monitoreo. La información de la línea base puede incluir datos sobre el medio físico, medio biótico y medio socioeconómico entre otros, que deberán estar en función a los objetos del monitoreo (APECO *et al.* 2003).

Una vez fijados los objetos de monitoreo y descrita su situación, se analizan las presiones y amenazas que existen sobre ellos en el ámbito del AP. A pesar de la tendencia de enfocar a los impactos antropogénicos (tala, caza y deforestación) como únicas amenazas a las AP, sin un análisis subyacente de las causas (WWF 2004), se ha empezado a reconocer que existen además otras presiones igual o más importantes que amenazan la efectividad de manejo en las AP. Así, Hockings (2003) documentó 113 amenazas en 43 sitios, agrupando los problemas de las áreas protegidas en tres categorías: 1) amenazas que actúan sobre los recursos naturales y culturales de las áreas protegidas; 2) recursos inadecuados para el manejo; y 3) problemas institucionales y de capacidad, que incluyen políticas inapropiadas, pobres sistemas de manejo o procesos e inadecuado entrenamiento del personal. Entre estas amenazas la más comúnmente reportada en el estudio fue los recursos inadecuados para el manejo. Al respecto de las amenazas sobre los recursos, WWF (2004), en una evaluación de la efectividad de manejo en 200 áreas protegidas de 37 países, identificó

como las más severas a la caza furtiva, invasión, tala legal e ilegal y la recolección de productos no maderables (Cuadro 11).

**Cuadro 11. Amenazas de acuerdo a diferentes autores.**

(WWF 2004)	Hockings (2003) y Bruner <i>et al.</i> (2001)
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Uso de recursos biológicos consuntivos</li> <li>• Modificación de procesos naturales</li> <li>• Conversión de hábitat</li> <li>• Uso de recursos abióticos</li> <li>• Uso de recursos biológicos no consuntivos</li> <li>• Invasión de especies (exóticas y nativas)</li> <li>• Transporte e Infraestructura de energía</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Inadecuado manejo de recursos (Deforestación, caza, tala selectiva, Incendios, Pastoreo de ganado).</li> <li>• Invasión humana</li> <li>• Cambios en el régimen de agua</li> <li>• Desarrollo de la tierra adyacente</li> <li>• Recursos insuficientes para el manejo</li> <li>• Problemas institucionales y de capacidad</li> </ul>

#### 4.5 El modelo conceptual

Una forma efectiva, para diseñar el monitoreo y establecer las estructuras institucionales y sistemas administrativos que requiere, es conceptualizarlo (Elzinga *et al.* 2001, capítulo 14). Ericho *et al.* (1999), en un estudio de caso que tiene por objetivo probar la efectividad del uso del modelo conceptual para el cumplimiento de los fines de un proyecto de Conservación y Desarrollo, señalan que el modelo conceptual constituye una guía donde se puede visualizar como cada acción contribuye a lograr la meta de la conservación de la biodiversidad. En el se resaltan las áreas potenciales para el monitoreo en aspectos cruciales del proyecto. Así, el impacto del proyecto puede ser una reacción en cadena, y el modelo conceptual ayuda a revelar las conexiones en la cadena, donde, el monitoreo puede revelar los éxitos o fracasos del manejo. Los pasos para el diseño del modelo conceptual se muestran en el Cuadro 12. El resultado de este análisis es el modelo conceptual, una representación diagramática de todo el plan de acción, integrando todas las uniones en una fotografía holística que ayuda a clarificar las metas y objetivos del proyecto.

**Cuadro 12: Pasos para diseñar un modelo conceptual participativo** Ericho *et al.* (1999)

<ul style="list-style-type: none"> <li>❖ Establecer las metas últimas del proyecto en cuanto a la conservación de la biodiversidad</li> <li>❖ Listar los factores principales, variables y amenazas que afectan los objetos de conservación.</li> <li>❖ Estos objetos deben ser encerrados en cajas, las cuales serán unidas por flechas para indicar las relaciones de causalidad.</li> <li>❖ Identificar los factores y las amenazas que pueden ser influenciados por algunas actividades o intervenciones.</li> <li>❖ Finalmente, las actividades o intervenciones se encierran y superponen sobre los factores, las variables y las amenazas en el modelo.</li> </ul>
---

El diseño de los modelos conceptuales involucra, como se ha mencionado, la participación de los actores sociales (que conocen el sistema ambiental, social y económico) y el uso de información disponible sobre las relaciones entre los elementos que interactúan en el ámbito de estudio. En ese sentido, dado que los modelos no son estáticos sino más bien dinámicos, Clark *et al.* (2001), presentan una revisión del uso de los modelos predictivos, como una herramienta para mejorar la planificación y la toma de decisiones, mediante el acceso a predicciones confiables del estado del ecosistema, sus servicios y el capital natural. Para ello, señalan que se requiere de un proceso que comprometa a científicos y tomadores de decisiones para analizar las conexiones interdisciplinarias, donde se involucre la influencia del clima y la sociedad sobre los ecosistemas, las respuestas que envuelven los cambios sociales y la toma de decisiones relevante de las previsiones. Este proceso se retroalimenta, puesto que, a través de los puntos de monitoreo se proveerán redes de datos para establecer una línea base para la predicción. Asimismo, a través de modelos se puede estimar qué cambios en el hábitat representan cambios en el status de las especies.

Sin embargo, la predicción encuentra sus limitaciones cuando faltan variables, por la baja resolución de la información, duración inadecuada, vacíos temporales y espaciales y disminución de la cobertura de la información, entre otras variables de capacidad técnica e institucional. Asimismo, la predicción se dificulta debido a que las políticas raramente tienen resultados directos, y por otra parte, suelen generar consecuencias inesperadas. Así, los efectos pueden extenderse más allá de los objetivos planteados y a veces tener impactos contrarios. Por ejemplo, las restricciones en la cosecha de árboles en una región puede intensificar la cosecha en otro lugar. Así, las restricciones medioambientales pueden permitir exportar los riesgos ambientales de una jurisdicción a otra (Clark *et al.* 2001).

A pesar de las dificultades que implica el diseño de un modelo predictivo y el escaso desarrollo del uso de estos a nivel de países en desarrollo, se sugiere que es necesario tomarlos en cuenta en el diseño del programa de monitoreo puesto que, en situaciones donde la incertidumbre es grande e imposible de cuantificar y la información es escasa, la toma de decisiones puede ser compleja, generando errores (que ciertamente es una de las debilidades de los manejadores de áreas protegidas a nivel de países en desarrollo). Un interesante ejemplo del uso de los modelos predictivos para generar escenarios y plantear medidas de mitigación y adaptación ante las amenazas a nivel de Centroamérica es planteado por SICA *et al.* (2003), donde se centran en las amenazas con respecto al recurso hídrico generadas por el cambio climático. Del mismo modo, se podría plantear en el caso de las áreas protegidas y los corredores biológicos, presiones y amenazas con comportamientos esperados predecibles, ante los cuales se podrían plantear escenarios de respuestas naturales y adoptadas por el hombre con el fin de mitigar las amenazas, en ese sentido el monitoreo se convierte en un instrumento clave que podría aportar la información necesaria para generar el modelo y detectar puntos claves que requieren de medidas urgentes.

#### **4.6. La selección de indicadores**

Consideraciones sobre la selección de indicadores se describen en la sección 3.

#### **4.7 La selección de los métodos de monitoreo y el diseño**

Whitacre (1997), señala que la selección de métodos debe estar balanceada entre métodos estandarizados y métodos adaptados de acuerdo a condiciones especiales, puesto que aunque se requiere que algunos métodos sean adaptados a las condiciones locales, el uso

de métodos estandarizados, si están disponibles, aumentará el valor global del programa de monitoreo al permitir una comparación máxima con otros esfuerzos.

Finalmente, luego de precisar el tipo de datos a utilizar o la mejor combinación de estos, es importante precisar el diseño estadístico para la toma y el análisis de la información. Es en puntos como éste que el desarrollo de un programa de monitoreo debe seguir el mismo camino que en el caso del diseño de un proyecto de investigación, aunque difiera en aspectos como el número de repeticiones que se puede usar (Sección 3.3).

#### 4.8 Reunión y revisión de los datos

El principal objetivo de reunir los datos es preparar una descripción general del área protegida o corredor biológico que sirva de base para la elaboración del plan de manejo y el diseño del plan de monitoreo. Esta descripción incluye un inventario del conocimiento de los componentes de la biodiversidad que están presentes. Las fuentes de información comprenden: literatura científica, reportes, artículos, mapas, imágenes satelitales y fotografías aéreas, registros históricos, datos no publicados sostenidos por expertos y entrevistas con gente local. En algunos casos se deberá realizar trabajo de campo para preparar evaluaciones de biodiversidad que son necesarias para el plan de manejo (Tucker *et al.* 2005). En el Cuadro 13 se listan algunos métodos más comunes usados para recolectar la información de base.

**Cuadro 13.** Métodos usados para recolectar información durante la fase de diseño de un programa de monitoreo.

Método	Descripción
Percepción remota por satélites	Medida de extensión de hábitat y principales cambios en composición.
Fotografías aéreas y sensores remotos	Medición de la extensión del hábitat y amplios cambios en composición
Fotografías en puntos arreglados	Amplios registros de cambios en la estructura del hábitat
Parcelas temporales o permanente de muestreo de vegetación	Medidas de la cobertura, densidad, biomasa y frecuencia de individuos en vegetación
Transectos lineales	Medidas de la cobertura, densidad, biomasa y frecuencia de individuos en vegetación
Técnicas de ploteo	Medidas de la cobertura, densidad, biomasa y frecuencia de individuos en vegetación
Registro de observaciones incidentales	Establecimiento de la presencia de especies, estimación tentativa del rango de suficientes registros.
Registros cronometrados	Establecimiento de la presencia de especies animales en un área de muestreo y estimación de la abundancia relativa.
Puntos de conteo	Medida de la abundancia relativa (o densidad) de altamente visibles o especies vocales (usualmente aves)

Fuente: Tucker *et al.* (2005)

#### **4.9 ¿Cuánto y qué tipo de cambio es aceptable?**

Consideraciones sobre este punto se presentan en la sección 3.3. Siguiendo el ejemplo del primer periodo decenal del Plan Forestal del Noroeste de Estados Unidos (Sección 3.2.3), se hace hincapié en la necesidad de que la interpretación de las tendencias en los indicadores sea un proceso participativo en el cual los aspectos técnicos sean al menos explicados por los especialistas. La comunicación de los resultados del monitoreo diferentes grupos de actores, cada uno de los cuales tendrá diferentes intereses y habilidades para interpretar y usar los resultados, es esencial: una estrategia de comunicación es parte integral de un programa de monitoreo.

Una vez que se completa un ciclo de toma de datos, el administrador del programa de monitoreo, se debe reunir a los actores o usuarios de los resultados del monitoreo y evaluar juntos las necesidades de tomar decisiones. Por ejemplo, el administrador una área protegida requerirá reportes escritos y mapas, con un análisis de la extensión del progreso en alcanzar el objetivo de conservación. El reporte deberá tener un resumen y quizás incluya recomendaciones para las acciones administrativas. Mientras que la forma de presentar los resultados a los otros grupos de actores locales es en forma gráfica y en el lenguaje local sin términos técnicos. Asimismo, es importante asegurarse de la credibilidad de la información (Tucker *et al.* 2005).

#### **4.10 Aspectos complementarios**

Al terminar el diseño del programa de monitoreo es necesario elaborar el presupuesto, donde se deben incluir al menos los costos de los datos externos, tiempo del personal, equipo, reuniones locales, transporte, papelería, y otros costos operativos, así como publicaciones y diseminación de la información. Además se deben de contemplar aspectos de fortalecimiento institucional, incluyendo entrenamiento al personal y a los participantes locales en métodos de campo y el mantenimiento, registro y análisis de la información; se debe presupuestar el pago de los costos de los participantes que provengan de una comunidad de recursos económicos limitados. Al igual que el programa de monitoreo debe ser institucionalizado como parte de una estrategia de manejo adaptativo, una estrategia de comunicación debe de institucionalizarse como parte del programa de monitoreo. Es de vital importancia que los requerimientos a largo plazo para el monitoreo propuesto sean revisados con relación a los recursos disponibles antes de finalizar el programa y preparar el plan de monitoreo detallado (Tucker *et al.* 2005).

## 5. Descripción y evaluación de los indicadores seleccionados para la etapa 1 del PROMEC-CR (2006-2010)

### 5.1 Introducción

#### 5.1.1 Estructura del PROMEC-CR

Los indicadores del PROMEC-CR fueron seleccionados, a través del proceso descrito por Finegan (2006) y con referencia especial a los criterios descritos en el Recuadro 6, para brindar la evaluación más integral posible, dentro del contexto de la realidad nacional, de la biodiversidad de las áreas protegidas y corredores biológicos del país. No hemos analizado al fondo la relación entre las metas, objetivos e indicadores del PROMEC-CR y los objetivos nacionales de conservación, ya que actualmente está trabajando el proyecto GRUAS II en la actualización de esos objetivos (el objetivo de conservación definido a nivel nacional por el proyecto GRUAS I fue de conservar al menos el 90% de la biodiversidad del país (García 1996)). No obstante, estamos seguros de que el PROMEC-CR representa una propuesta práctica de monitoreo ya preadaptado, o fácilmente adaptable, para evaluar el desempeño de la sociedad costarricense en relación a sus objetivos de conservación.

El análisis realizado durante el desarrollo del PROMEC-CR llevó a la conclusión de que en primer lugar, esta iniciativa pionera debe plantearse por etapas, con una revisión al final de lo que resulta ser la primera etapa planteada en el presente documento (manejo adaptativo) y que en segundo lugar, mientras que hay indicadores que están listos para la aplicación inmediata, hay un grupo adicional de indicadores cuyo uso es altamente deseable pero que requieren de un periodo de desarrollo y prueba antes de incorporarse formalmente a las evaluaciones.

Los indicadores seleccionados para el PROMEC-CR se presentan en el Cuadro 14; en todos los casos, la repetición de evaluaciones a lo largo del tiempo enfatiza la dinámica constante y a veces acelerada de la biodiversidad en relación a los factores sociales, económicos y naturales que provocan cambios en ella. Los indicadores responden de manera holística a tres componentes del manejo para la conservación, que de acuerdo con la terminología utilizada en el desarrollo de estándares para el manejo sostenible de recursos naturales, son los insumos, los procesos y los resultados del manejo (ver a Sección 2.2.2).

El Cuadro 14 identifica los indicadores para la aplicación inmediata y los que serán sometidos a trabajo de desarrollo y prueba, además de asignarlos a las categorías de insumo, proceso y resultado; en las secciones siguientes del presente documento, cada indicador es evaluado y justificado. Esta primera etapa del PROMEC-CR permitirá a la sociedad costarricense evaluar los *insumos* y *procesos* del manejo de las áreas protegidas estatales, a través de la metodología oficial del SINAC (Mena y Artavia s.f., ver la Sección 5.2.3), y al finalizarse la etapa, se habrá validado una metodología para realizar las mismas evaluaciones en los corredores biológicos (Canet Desanti en preparación, Sección 5.3.2).

El PROMEC-CR además plantea seis indicadores para evaluaciones a escala nacional de los *resultados* del manejo de las AP, los CB y su entorno: dos, para la evaluación inmediata, son evaluaciones del área y el grado de fragmentación de diferentes tipos de coberturas del territorio nacional utilizando tecnología de sensores remotos y SIG (Secciones 5.2.1 y

5.2.2). Cuatro serán desarrollados y probados durante esta primera etapa del Programa: incluyen uno, la conectividad estructural de los corredores biológicos, que se evaluará utilizando la misma información digital que para los indicadores de área y grado de fragmentación, pero requiere de desarrollo y prueba debido a la complejidad del concepto de conectividad y la existencia de múltiples propuestas para su evaluación en imágenes de sensores remotos (Sección 5.3.3). Los otros indicadores para el componente de desarrollo y prueba del Programa representan las principales alternativas viables dentro de un futuro previsible para la evaluación de los objetos de conservación a los niveles de especies y de procesos ecológicos: el estado de conservación de las aves residentes, adaptándose el Índice de Lista Roja de la UICN (Sección 5.3.1); la dinámica de la estructura, composición y diversidad de bosques naturales, basado en las redes existentes en el país de parcelas permanentes de muestreo (Sección 5.3.4); y finalmente, el área de hábitat apropiado para un grupo de especies-paisaje, aplicando procedimientos de la *Wildlife Conservation Society* (WCS) para la selección de especies, y de modelaje de aptitud de hábitat usando nuevamente, información de sensores remotos en combinación con otras capas en software de SIG (5.3.5). Nuevamente, enfatizamos el esfuerzo de plantear una evaluación integral de indicadores de resultado, combinando evaluaciones de estructura y composición de paisajes con evaluaciones de especies.

Finalmente, el PROMEC-CR evaluará variables climáticas con énfasis en la detección del cambio climático en diferentes zonas del país (Sección 5.4.1). El cambio climático no es un impacto humano susceptible a la mitigación a través de acciones individuales nacionales de países tropicales, pero su monitoreo dará información vital respecto al futuro de los AP del país y guiará la priorización de áreas para la inversión en el manejo a mediano y largo plazo. Adicionalmente, ofrece la posibilidad de que Costa Rica agregue una nueva faceta a su credibilidad y liderazgo en la acción para la conservación, en este caso con impacto internacional.

**Cuadro 14 (página siguiente).** Indicadores para la primera etapa (2006-2010) del programa de monitoreo ecológico terrestre de las áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica (PROMECC-CR). Los indicadores se dividen en tres categorías: los que serán aplicados inmediatamente, los que requieren de estudios adicionales sobre sus bases conceptuales y uso en la práctica antes de incorporarse al programa, y los que suministran información complementaria esencial para la conservación de la biodiversidad.





PROMECCR *Referencia Técnica* versión para revisión externa 20/10/06

Los indicadores, su tipo y la etapa de implementación	Metodología	Periodicidad de la evaluación y línea base recomendada	Responsables	Observaciones
<b>1) aplicación inmediata</b>				
<i>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)</i>	Sensores remotos/SIG	Tres fechas durante la primera etapa: 1996, 2003-2006 y 2009; línea base 1996	SINAC, universidades centros de investigación	Las unidades fitogeográficas son las definidas por el proyecto GRUAS II; línea base 1996 representa implementación de marco legal actual
<i>1.2 área y grado de fragmentación de la cobertura boscosa y agroforestal de los principales corredores biológicos<sup>6</sup> y sus tasas de cambio (resultado)</i>	Sensores remotos/SIG	Tres fechas durante la primera etapa: 1996, 2003-2006 y 2009; línea base 1996	SINAC, universidades centros de investigación	Corredores principales según GRUAS II; línea base 1996 representa implementación de marco legal actual
<i>1.3 Efectividad de manejo de las Áreas Protegidas estatales (insumo y proceso)</i>	Metodología existente SINAC	Anual; primera aplicación dentro del presente programa	SINAC	La efectividad de manejo muestra una alta correlación con el estado de conservación de la biodiversidad
<b>2) Indicadores adicionales para prueba</b>				
<i>2.1 Índice de Lista Roja para aves residentes (resultado)</i>	Metodología UICN	Evaluación global UICN del 2004	SINAC debe constituir grupo de expertos SINAC	Corredores principales según GRUAS II; metodología contempla etapa previa ( <i>scoping</i> ) y evaluación completa
<i>2.2 Avance de la gestión de los principales corredores biológicos (insumo y proceso)</i>	Canet en preparación	Anual; primera aplicación dentro del presente programa	SINAC	Corredores principales según GRUAS II; metodología contempla etapa previa ( <i>scoping</i> ) y evaluación completa
<i>2.3 Grado de conectividad estructural de los principales corredores biológicos y su tasa de cambio (resultado)</i>	Sensores remotos/SIG	Tres fechas durante la primera etapa: 1996, 2003-2006 y 2009	SINAC, universidades centros de investigación SINAC debe constituir alianza institucional	Corredores principales según GRUAS II; línea base 1996 representa implementación de marco legal actual
<i>2.4 Estructura, composición y tasas de recambio de los principales tipos de bosque (resultado)</i>	Red nacional de parcelas permanentes (PPM)	3 años; línea base a ser determinado	SINAC debe constituir alianza institucional	Utilizar PPM existentes, tipos de bosque según GRUAS II
<i>2.5 Área de hábitat apropiado para grupo de especies-paisaje y su tasa de cambio (resultado)</i>	Sensores remotos/SIG, modelaje	Tres fechas durante la primera etapa: 1996, 2003-2006 y 2009	SINAC, universidades centros de investigación	Selección de especies-paisaje según metodología del WCS
<b>3) Indicadores complementarios</b>				
<i>3. Amenazas graves para la biodiversidad (resultado)</i>	Por ser determinado	La más temprana posible	SINAC, universidades centros investigación	Es vital integrar la perspectiva de amenazas graves adicionales al cambio de uso

<sup>6</sup> La identificación de los CB a ser monitoreados se hará una vez que se conozcan los resultados de la priorización que realiza el proyecto GRUAS II.

### 5.1.2 La necesidad de definir una clasificación nacional oficial de cobertura de la tierra

La información de sensores remotos es la columna vertebral del PROMEC-CR. La revisión de la aplicación de esta tecnología al monitoreo de la biodiversidad hecha para el presente documento (Sección 3) hace evidente, sin embargo, que hay diferentes procedimientos para la evaluación de un indicador tan aparentemente sencillo como la cobertura boscosa del país, y que generan resultados diferentes. Dos pasos previos son imprescindibles, entonces, para que el PROMEC-CR tenga posibilidades de alcanzar sus objetivos, evaluando a lo largo de los años información digital generada por un mismo protocolo. El primero es la oficialización de una Clasificación Nacional de Tipos de Vegetación Natural (CNTVN); esta clasificación será uno de los productos del proyecto GRUAS II (las Unidades Fitogeográficas explícitamente mencionadas en los indicadores). El segundo paso es el desarrollo y la oficialización de una Clasificación Nacional de Coberturas de la Tierra (CNCT) que incluirá el CNTVN y además, definiciones claras de otros tipos de cobertura (por ejemplo, sistemas agroforestales) y procedimientos para su mapeo digital exacto a partir de la clasificación de imágenes.

## 5.2 Indicadores para la aplicación inmediata

### 5.2.1 Área y grado de fragmentación actuales del hábitat natural correspondiente a cada unidad fitogeográfica<sup>7</sup> y sus tasas de cambio, totales y dentro de las diferentes categorías de áreas protegidas

Dado que la representación de todos los tipos de hábitat natural en una área funcional nacional es un objetivo básico de la conservación, este indicador suministra información de importancia primordial para el monitoreo de la biodiversidad. Así mismo, entre los impactos humanos fuertes en el hábitat remanente el que resulta más fácil de medir con precisión razonable en áreas grandes es la destrucción y la fragmentación (Sección 3).

Cuadro 15. Cobertura forestal (%) y tamaño medio de fragmentos (km<sup>2</sup>) en diez zonas de vida de Holdridge en Costa Rica en 1991 (modificado de Sánchez-Azofeifa *et al.* 2001). El PROMEC-CR realizará análisis parecidos reemplazando las zonas de vida con las Unidades Fitogeográficas definidas por el proyecto GRUAS II.

	Bosque Húmedo		Bosque Muy Húmedo		Bosque Pluvial	
	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>
Tropical	5	0.5	39	1.6	----	----
Premontano	2	0.3	19	0.5	60	2.8
Montano Bajo	16	0.3	45	1.0	84	10.7
Montano	----	----	37	0.5	90	30.2

La fragmentación es la transformación de áreas extensas de hábitat en un número de parches menos extensos, de área total menor, y aislados cada uno del otro por una matriz de hábitats distintos (Fahrig 2003). Aunque los términos *destrucción* y *fragmentación* de hábitat están empezando a ser usados como si fueran sinónimos, es importante aclarar que no es así: se puede destruir hábitat sin separarlo en parches, y aunque esto no suceda comúnmente en paisajes reales, resulta que muchos estudios sugieren que el impacto

<sup>7</sup> Las unidades fitogeográficas serán las definidas por el proyecto GRUAS II.

humano más fuerte en biodiversidad es el que produce la destrucción de hábitat, sin importar el número o el tamaño de parches en que el hábitat remanente queda dividido (Fahrig 2003). No obstante la consideración anterior, las medidas de fragmentación siguen siendo claves para acompañar las de destrucción (pérdida de área) de hábitat para describir, entender y manejar los impactos humanos en biodiversidad. Varios estudios del impacto humano en la biodiversidad costarricense han empleado medidas de área y grado de fragmentación de diferentes tipos de comunidad natural. Sánchez-Azofeifa *et al.* (2001), por ejemplo, mostraron una tendencia de menores pérdidas de cobertura en las áreas más húmedas, más montañosas y menos accesibles de Costa Rica (Cuadro 15). Esta tendencia surge no sólo debido a las condiciones agro-ecológicas menos favorables, sino probablemente también a que la mayor parte de este tipo de terreno en Costa Rica estaba ya bajo ciertas formas de protección pero grados parecidos de fragmentación en términos del área promedio de los fragmentos de bosque y alteraciones de bosques (ver también Sánchez-Azofeifa *et al.* 2003).

Ejemplos como los anteriores dan pruebas claras de la accesibilidad y utilidad de los análisis de cobertura y fragmentación de hábitat natural. Sin embargo, como hemos señalado en la Sección 3, se utilizan una diversidad de sensores, procedimientos analíticos y definiciones en la evaluación de la biodiversidad a través de información de sensores remotos y SIG, y la diversidad de índices ofrecida por la ecología de paisajes, muchos de ellos o redundantes o de comportamiento poco entendido (Riitters *et al.* 1995, Jaeger 2000) complica aun más el panorama en cuanto a las comparaciones entre estudios y la determinación confiable de tendencias en el tiempo. El PROMEC-CR entonces usará información de una base nacional oficial de datos sobre la cobertura de la tierra que debe ser creada para posibilitar un monitoreo creíble (Sección 5.1.2) y un grupo restringido de métricas sencillas y claras del impacto humanos en las comunidades naturales que el país está comprometido a proteger.

#### *5.2.2 Área y grado de fragmentación de la cobertura boscosa y agroforestal de los principales corredores biológicos y sus tasas de cambio*

Aunque en la práctica los corredores biológicos pueden cumplir múltiples funciones de conservación (Sección 2.1.2), su razón de ser principal, dentro del contexto de Áreas Funcionales para la Conservación (AFC, Sección 2) es la provisión de la conectividad<sup>8</sup>. Por esta razón, aunque los demás indicadores del PROMEC-CR serán aplicados al país entero o al conjunto de tierras prioritarias para la conservación que forman las AP más las CB - las AFC a diferentes escalas (Sección 2.1.1) - es imprescindible que el PROMEC-CR priorice el monitoreo de la conectividad en los CB.

En el presente documento hemos enfatizado que la conectividad es uno de los objetos de conservación más desafiantes en cuanto a su definición y su medición dentro de un contexto operativo (Sección 3). Es por esta razón que se implementará el monitoreo de la conectividad dentro del PROMEC-CR en dos etapas. Para la implementación inmediata se establece el presente indicador de área y grado de fragmentación de diferentes tipos de cobertura de la tierra, dentro de los principales corredores biológicos del país, que posean al menos un componente arbóreo; el indicador, que consta de las mismas métricas que el indicador 5.2.1, está correlacionado a la conectividad estructural pero no es una medida directa de ésta (Tischendorf y Fahrig 2000). Un periodo de investigación y prueba es necesaria antes de definir medidas directas de la conectividad estructural que puedan ser

---

<sup>8</sup> Los corredores biológicos principales serán los definidos por el proyecto GRUAS II

aplicadas dentro del contexto del PROMEC-CR. Este tema se analiza de manera más profunda en la sección sobre indicadores adicionales que serán probados durante la primera etapa del PROMEC-CR (Sección 5.3). La única consideración adicional respecto al presente indicador es el que se trata de la incorporación a la evaluación de las coberturas con componente arbóreo, que se justifica a continuación.

El presente documento reitera el mensaje de que las áreas protegidas son el pilar principal de los esfuerzos de conservación, y enfatiza a la vez el nuevo desafío que representan los corredores biológicos (Sección 2). Un análisis completo del tema está más allá del alcance de nuestro trabajo, pero sí hace falta establecer que mientras que el hábitat natural sigue siendo el blanco del manejo para la conservación en las AP, el manejo de los CB debe contemplar de manera integral todos los usos de la tierra que en ellos se presentan. Dentro de la gama de usos humanos de la tierra que puede encontrarse en un corredor biológico del tipo implementado en la región, principalmente dentro del marco del proyecto del Corredor Biológico Mesoamericano, existe una gama de potencial para contribuir a la conectividad (Miller *et al.* 2001, Lindenmayer and Franklin 2002, Bennett 2004, Chassot *et al.* 2005, Finegan y Bouroncle *en prensa*). El paradigma actual de uso sostenible de la tierra y los demás recursos naturales en los trópicos sostiene que las coberturas compuestas total- o parcialmente por árboles son preferibles (p.e. Harvey *et al.* 2005, Harvey *et al.* *en prensa*). Este paradigma se aplica igualmente al manejo de sistemas de producción agropecuaria para contribuir a la conservación, razón por la cual el PROMEC-CR evaluará la dinámica de todas las coberturas con componente arbóreo dentro del contexto de los CB.

Para evitar repetición, nuestro manual analiza este último tema de manera más completa en la Sección 5.3.3, al sentar las bases para la validación de las medidas de conectividad estructural durante la primera etapa del Programa.

### *5.2.3 Efectividad de manejo de las Áreas Protegidas estatales*

Un enfoque adaptativo y de mejoramiento continuo es deseable en el manejo para la conservación tanto como en cualquier otro proceso de manejo (Sección 2.2.1). Es especialmente importante, sin embargo, fomentar la generación sistemática de información relevante al manejo de las AP, dado que muchas de ellas enfrentan serias dificultades que afectan la efectividad de su manejo, a causa de problemas de orden social, institucional, legal, político y la falta de procesos de planificación a largo plazo (Terborgh *et al.* 2002 y Secretaría Técnica 2004).

En este sentido, desde que se empezaron a crear las AP se han desarrollado metodologías para medir la efectividad de las mismas. Un indicador a nivel global que sigue teniendo valor como muestra de voluntad política es el aumento del número y del área cubierta por las AP (Chape *et al.* 2005). La necesidad obvia de conocer la efectividad del manejo, sin embargo, condujo a la elaboración de marcos conceptuales, y herramientas de evaluación con indicadores y escalas de calificación, para este fin. Dentro de este contexto, el marco conceptual elaborado por la Comisión Mundial de Áreas Protegidas (WCPA por sus siglas en inglés) es ampliamente aceptado y aplicado, aunque cabe destacar otras iniciativas desarrolladas paralelamente a la de la WCPA (ver Hockings 2003 y el Recuadro 6). En el Anexo 1 se resumen las principales metodologías de monitoreo en AP desarrolladas en los últimos años.

Una de las bondades del marco de la WCPA es su provisión de una rica evaluación integral de la gama de factores que definen la efectividad del manejo, aunque no siempre se aplica

en su totalidad (Hockings 2003, Recuadro 6). Dentro de las variantes sobre ese marco, entonces, tanto como las iniciativas paralelas, es útil clasificar propuestas de herramientas de evaluación de la efectividad del manejo de acuerdo con sus características principales. Algunos enfoques de evaluación, por ejemplo, han sido propuestos como herramientas de manejo adaptativo dentro la implementación del manejo - de manera que son propuestas de monitoreo en el sentido empleado en el presente documento - mientras que otras tienen el fin principal de generar información para evaluaciones periódicas llevadas a cabo por entes supervisores, a través de periodos cortos de toma de información. Un ejemplo de este último caso son las evaluaciones preparadas para el Congreso Mundial de Parques (Hockings 2003). Otro patrón importante es el que divide las herramientas en las que utilizan escalas subjetivas de calificación de indicadores (que por lo general se asocian con herramientas para la evaluación rápida para fines de reportaje), y las que se basan en la medición formal de indicadores cuantitativos (que por lo general se asocian con propuestas de monitoreo a mediano o largo plazo) (Hockings 2003).

La evaluación de la efectividad del manejo se ha convertido en una dinámica subdisciplina del manejo de áreas protegidas, pero sigue siendo un desafío lograr la aceptación de las herramientas por los involucrados en el manejo (Hockings 2003). ¿Qué logros puede demostrar esta subdisciplina hasta la fecha? El monitoreo de redes de AP a nivel mundial ha demostrado ser un instrumento útil que permite identificar acciones exitosas dentro del manejo de las áreas protegidas, las amenazas y debilidades más frecuentes que enfrentan, así como identificar áreas de importancia biológica que no están adecuadamente protegidas (Bruner *et al.* 2001, Hockings 2003, WWF 2004, Chape *et al.* 2005; ver ejemplo en el Recuadro 6). Del mismo modo, la información generada puede servir a los donantes y tomadores de decisiones para establecer prioridades o diseñar programas de remediación (Terborgh y Davenport 2002).

El monitoreo de la efectividad del manejo responde a la pregunta ¿qué tanto de las metas planteadas en el plan de manejo se están logrando?, mediante la evaluación del status y las tendencias de los indicadores seleccionados (Mulder *et al.* 1999). La Comisión Mundial de Áreas Protegidas (CMA) desarrolló un marco de referencia que brinda orientaciones sobre como abordar la situación y desarrollar herramientas para evaluar el status de un AP (Hockings *et al.* 2000). El término “efectividad de manejo” incluye tres componentes: asuntos del diseño de un AP individual o de un sistema de AP; idoneidad de los procesos y sistemas de manejo; y, cumplimiento de los objetivos del AP (el que involucra la medición de los resultados de las medidas de manejo). En este último componente se incluye la medición de elementos biológicos y aspectos sociales claves. La evaluación de la efectividad de manejo en cada AP necesitará ser puesta en su contexto. Donde, los antecedentes incluyan la importancia biológica y cultural del AP, las amenazas que enfrenta y su vulnerabilidad a estas amenazas (Hockings *et al.* 2000).

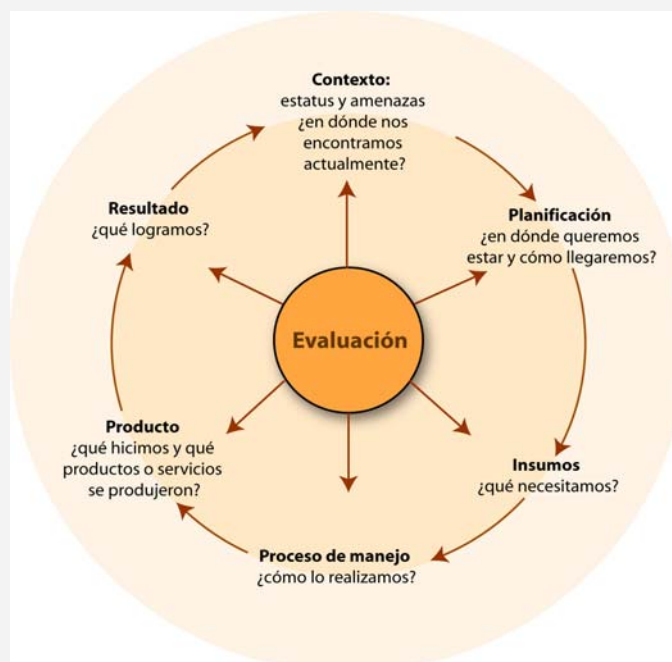
En el Recuadro 6 se describe un ejemplo de medición de la efectividad de manejo. En cuanto al PROMEC-CR, Costa Rica ya cuenta con una metodología oficial para estas evaluaciones (Mena y Artavia s.f.), cuyo uso, dentro del marco de los comentarios anteriores, se considera imprescindible para fines del Programa.

### Recuadro 6. La evaluación de la efectividad de manejo en áreas protegidas

El manejo efectivo de las áreas protegidas puede definirse como:

*el uso eficiente y ordenado de recursos humanos y materiales, sobre una base de planificación, dirigido hacia el logro de objetivos de manejo (W.O. Deshler).*

El marco conceptual para la evaluación de la efectividad elaborado por la Comisión Mundial de Áreas



Protegidas (WCAP por sus siglas en inglés) plantea una evaluación integral de seis componentes de la efectividad del manejo (ver figura).

A través de encuestas a personas involucradas en el manejo, Bruner *et al.* (2001) evaluaron la efectividad de manejo de las áreas protegidas desde tres aspectos: deforestación dentro de los límites del área desde su establecimiento, las condiciones actuales del área protegida comparada con las condiciones de sus alrededores, y los factores correlacionados con la efectiva protección del área. Se evaluaron los impactos de las amenazas antropogénicas sobre 93 áreas protegidas en 22 países tropicales para probar la hipótesis que los parques son un medio efectivo para proteger la biodiversidad tropical. Se encontró que la mayoría de los parques son exitosos para detener la deforestación, pero menos efectivos para mitigar la tala selectiva, caza y pastoreo. La efectividad de manejo estaba correlacionada con actividades básicas de manejo tales como aplicación de las leyes, demarcación de los límites y compensación directa a las comunidades locales, sugiriendo que aún modestos incrementos en fondos incrementan directamente la capacidad de los parques para proteger la biodiversidad. Estudios de la integridad de las áreas protegidas a través de sensores remotos y SIG refuerzan las conclusiones de estos autores en cuanto a la efectividad de los parques (ver la Sección 3.2.2.)

Figura por Silvia Francis

### 5.3 Indicadores adicionales para prueba durante la primera etapa del PROMEC-CR (2006-2010)

#### 5.3.1 *Índice de Lista Roja para aves residentes*

En la Sección 3.2.3 se estableció que los procedimientos desarrollados para la asignación de especies a categorías de amenaza por el Programa de Listas Rojas de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN ha llegado a ser considerado transparente y confiable, razón por la cual ofrecen una herramienta potencialmente valiosa para la evaluación del estado de conservación de diferentes grupos faunísticos y florísticos en iniciativas como el PROMEC-CR. Sin embargo, queda claro que estos procedimientos son para evaluaciones globales, y que el estatus de una especie a escala global puede ser diferente a su estatus a niveles regional o nacional. Entonces, ¿de qué manera pueden aplicarse a nivel regional o nacional el indicador de número de especies por categoría de amenaza? Ha sido como respuesta a esta pregunta que la UICN elaboró sus lineamientos para la aplicación de sus criterios de categorización a estas escalas (Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN 2003). El punto clave es que las especies endémicas a una región o un territorio nacional son las únicas para las cuales la categoría nacional o regional será necesariamente igual a una categoría global como las de las Lista Rojas. Cuando se trata de una especie distribuida más allá de la nación o región de interés, la categoría de amenaza dentro de ese territorio de interés debe de tomar en cuenta la influencia de las poblaciones fuera de ese territorio sobre el grado de amenaza, además del hecho de que la situación de la especie en el territorio puede variar respecto a la situación global (Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN 2003). Validaciones y propuestas de modificación de estos lineamientos están empezando a ser divulgados (p.e. Keller *et al.* 2005). El PROMEC-CR procederá a partir de la iniciativa de la UICN a desarrollar y validar procedimientos para la evaluación a escala nacional del Índice de Lista Roja para sus aves residentes, un grupo que tiene la enorme ventaja, en el país tanto como globalmente, de ser muy bien conocido y ampliamente estudiado tanto por profesionales como por aficionados, entre ellos turistas.

#### 5.3.2 *Avance de la gestión de los principales corredores biológicos*

Para el PROMEC-CR se considera imprescindible evaluar la efectividad del manejo de los corredores biológicos, de la misma manera que tal evaluación es imprescindible para las áreas protegidas del país. Sin embargo, parte del desafío que representan los CB (Sección 2.1.2) es que se requiere desarrollar una metodología para evaluar la efectividad de la gestión de los corredores biológicos, con énfasis en el avance de este proceso, debido a una serie de factores que diferencian los CB radicalmente de las AP y hacen que para ellos no se puede aplicar la metodología de Mena y Artavia que se usará para la evaluación de las AP. Entre estos factores figuran los siguientes (Canet en preparación):

- ❖ La tenencia de la tierra en los CB es exclusivamente o casi exclusivamente privada y el factor individual más importante con respecto al logro de objetivos de conservación en los CB es la participación local
- ❖ Los CB del país se encuentran en diferentes fases de avance y los procesos de gestión son, hasta cierto punto, particulares en cada CB
- ❖ El manejo de un CB como un todo es planificado y ejecutado por un comité en el cuál participan diversas organizaciones y donde la participación del SINAC es a veces limitada
- ❖ En un principio, los CB son paisajes fragmentados con extensas coberturas antropogénicas, en donde su planificación y manejo no siempre toma en cuenta consideraciones de conservación

El trabajo de Canet (en preparación) parte de los antecedentes establecidos por de Campos y Finegan (2002) bajo la tutela de Don Miguel Cifuentes, y que ya han sido aplicados para casos específicos en los países del CBM, por ejemplo en El Salvador. Sin embargo, de esos antecedentes se considera que falta el reconocimiento suficiente del hecho de que la evaluación de los CB debe tomar en cuenta que es conservación en tierras privadas (con una excepción en el país, el CB Tortuguero) que empieza desde cero, de manera que la evaluación del avance debe hacerse explícitamente, y se debe ir incluyendo indicadores de manera escalonada en relación al avance.

### 5.3.3 Grado de conectividad estructural de los principales corredores biológicos

En la presente sección se intentará definir claramente que es la conectividad y analizar de qué manera puede ser medida, para aterrizar en la propuesta de indicadores que serán probadas dentro del PROMEC-CR<sup>9</sup>. La siguiente síntesis sobre la conectividad desde el punto de vista ecológico se basa en dos fuentes claves de biología de la conservación - Lindenmayer y Franklin (2002) y Bennett (2004) - y un texto de ecología - Townsend *et al.* (2003); fuentes adicionales utilizadas se citan en el texto. Después de esa síntesis, se considera el tema de la evaluación de la conectividad dentro de iniciativas como el PROMEC-CR, usando tecnología de sensores remotos y SIG.

*¿Qué es conectividad? - el punto de vista ecológico* La destrucción y la fragmentación de hábitat natural dejan aisladas poblaciones pequeñas de especies dependientes de las condiciones de ese hábitat natural, y poblaciones pequeñas son altamente vulnerables al declive y a la eventual extinción local, de manera que la fragmentación contribuye a la pérdida de la biodiversidad, tanto directa- como indirectamente (Rosenberg *et al.* 1997). Según Bennett (2004, p. 3), la conectividad es entonces clave para “los desplazamientos de animales y para mantener la continuidad de poblaciones de especies y de procesos ecológicos frente a ... la destrucción, fragmentación y aislamiento de hábitats en paisajes donde predominan los humanos”; no asumamos, sin embargo, que a través de la provisión de la conectividad podemos mitigar los efectos de cualquier grado de destrucción y fragmentación de hábitat (Rosenberg *et al.* 1997).

R.F. Noss definió “conectividad” como *conexiones de hábitats ... comunidades y procesos ecológicos a escalas múltiples en el espacio y el tiempo* y es evidente que hasta hace poco, la mayoría de las especies dependientes de hábitat natural han existido en regiones y paisajes con conexiones ininterrumpidas entre hábitats y comunidades y que presentaban pocos obstáculos a la operación de procesos ecológicos (Beier y Noss 1998). El énfasis que pone Noss en las escalas múltiples es acertado debido a que la fragmentación de hábitat no sólo puede poner en peligro a poblaciones aisladas a corto o mediano plazo dentro de un paisaje, sino que también pone en peligro la resiliencia a largo plazo de la biósfera debido a que altera o impide los procesos evolutivos y los cambios de distribución geográfica necesarios ante el cambio climático. Al medir la conectividad en un paisaje o una región, se está estimando el grado en que el área de interés - el corredor en nuestro caso - “facilita o impide los flujos ecológicos” (McGarigal *et al.* 2002) y procesos evolutivos.

La definición de la conectividad hace evidente que es una palabra que abarca cosas además de las escalas que deben de considerarse múltiples. Son múltiples entonces los objetivos específicos de conservación a los cuales la conectividad responde. En un paisaje fragmentado, por ejemplo, la conectividad contribuye a la persistencia de algunas especies en los hábitats modificados, al intercambio de individuos y genes entre subpoblaciones

---

<sup>9</sup> La identificación de los CB a ser monitoreados se hará una vez que se conozcan los resultados de la priorización que realiza el proyecto GRUAS II.



ocupando fragmentos de hábitat favorable dentro del paisaje (esas subpoblaciones, cuando conectadas, forman una *metapoblación*), y dentro del contexto de la dinámica de metapoblaciones, a la recolonización de parches de hábitat favorable por especies que han sido localmente extinguidas en ellos.

Además de lo anterior, las comunidades son compuestas por poblaciones de múltiples especies, y son múltiples los procesos ecológicos que sustentan esas poblaciones:

*Las plantas* no se mueven de un lado a otro, así que aspectos claves de la conectividad para ellas son el movimiento de polen, que en bosques tropicales se debe principalmente a los movimientos de agentes invertebrados de polinización, y la diseminación de semillas, que también depende fuertemente de la intervención de vectores animales. Tanto el movimiento de polen como el de semillas representan el proceso clave de flujo de genes - el de polen más que el de semillas, por su mayor alcance - mientras que la colonización o recolonización de parches de hábitat depende, por supuesto, de la diseminación de semillas.

*Para animales*, la conectividad se requiere para al menos cinco categorías de movimiento:

- Movimientos diarios dentro de ámbitos hogareños o territorios
- La diseminación, que por definición es la salida del hábitat ocupado por parientes hacia otros hábitats apropiados, típicamente por juveniles
- La migración, el movimiento en masa de individuos de una especie, casi siempre desde sitios donde la disponibilidad de alimento se encuentra en declive, hacia sitios donde el alimento es abundante, y muy a menudo según un patrón estacional o anual
- Movimientos nómadas, también en busca de recursos importantes

*Tanto para plantas como para animales*, la conectividad se requiere para:

- Cambios de distribución geográfica en respuesta al cambio climático
- Mantener los procesos de macroevolución

Finalmente, como las especies biológicas son fundamentalmente individualistas, cada una, potencialmente, tiene su juego particular de requerimientos en cuanto a la conectividad. Un uso de la tierra que posibilita los movimientos de una, entonces, puede representar una barrera insuperable para otra. Para algunas especies es posible que se puede conformar un corredor con base en un mosaico de hábitats dominado por la actividad agropecuaria, mientras que para otras, es imprescindible la continuidad del hábitat natural. Dale *et al.* (1994), por ejemplo, enfatizan la amplia variación entre especies o gremios faunísticos silvestres de interés para la conservación en cuanto a su capacidad de cruzar áreas agropecuarias y sus necesidades de área de hábitat. Vertebrados grandes y móviles como el jaguar son poco impedidos en sus movimientos por la destrucción y fragmentación de hábitat, mientras que para otros como el perezoso de tres dedos (*Bradypus variegatus*) una área agrícola o de pastos de tan sólo 50 m de ancho puede representar una barrera imposible de superar. Estudios recientes enfatizan la pérdida de aves de sotobosque de bosques tanto templados como tropicales, debido igualmente a, entre otros factores, sus rangos hogareños grandes y poca capacidad de cruzar la matriz de un paisaje fragmentado (Castellón y Sieving 2006, Sigel *et al.* 2006). Bennett y Lindenmayer y Franklin son sólo algunos de los autores que resaltan el punto clave que, no obstante lo anterior, la provisión de la conectividad puede (y debe, considerando el estado de intervención de muchos paisajes) lograrse a través de una diversidad de usos de la tierra.

*La evaluación de la conectividad a escalas de paisaje y regional* La discusión del inciso anterior deja claro que la conectividad puede concebirse de un sin fin de diferentes maneras en relación a la necesidad de conservar especies individualistas, comunidades y hábitats y los procesos ecológicos y evolucionarios que dan funcionalidad a las tierras dedicadas a la conservación. Nuevamente, ante tal complejidad, cuando se trata de la escala regional o de paisaje resulta necesario para la mayoría de los objetivos de conservación, enfocar la caracterización, manejo y monitoreo de la conectividad bajo el enfoque del “filtro grueso” (Sección 3.2.1). Así, es importante recomendar que el diseño y el manejo de los CB deben procurar primero, el mantenimiento o la restauración de la *continuidad estructural* a lo largo del CB: esto quiere decir que deben de encontrarse maneras de conservar los parches de hábitat natural remanente dentro del CB, y de conectarlos en una red continua, priorizando las conexiones a través de franjas de hábitat natural y procurando además el mantenimiento de procesos ecológicos a través de usos agropecuarios de la tierra con componente arbóreo (ver, por ejemplo, Hctor *et al.* 2000, Ramos y Finegan 2005)<sup>10</sup>.

La existencia de la conectividad estructural en las zonas de CB puede ser evaluada y monitoreada a través de imágenes de sensores remotos y el uso de SIG y software de ecología de paisajes. Desafortunadamente, no existe consenso sobre la manera óptima de realizar tales evaluaciones en términos de las métricas exactas a ser aplicadas. Al igual que en el conocido caso de la medición de la diversidad de especies, los índices para la evaluación directa o indirecta de la conectividad han proliferado en la literatura científica, y parece altamente probable que cada uno tiene propiedades particulares que limitan su valor, al menos en ciertas situaciones - por ejemplo, en relación a la escala de evaluación, la resolución de los mapas digitales siendo evaluados y los tipos y la diversidad de coberturas de la tierra en el área de interés (Gardner *et al.* 1989, Tischendorf y Fahrig 2000a, Goodwin y Fahrig 2002, McGarigal y Marks 2002). Estos índices proveen un sólo valor para un paisaje determinado, de manera que poseen la desventaja adicional de que en principio, no permiten distinguir, estadísticamente, tendencias de reales de tendencias aleatorias. Algunas de las métricas propuestas para la evaluación de la conectividad enfocan los movimientos de especies individuales y tal vez debieran de ser consideradas evaluaciones indirectas de conectividad funcional (Tischendorf y Fahrig 2000b).

Todas las métricas de conectividad propuestas en las investigaciones citadas en el párrafo anterior tienen la enorme desventaja de que han sido desarrolladas para paisajes “binarios” - o sea, paisajes virtuales, sean mapas digitales o paisajes simulados, con píxeles asignados a una de dos categorías: hábitat apropiado o hábitat no-apropiado. Hemos enfatizado en el presente documento que los paisajes dominados por la actividad humana, como los del CB del país, deben de ser manejados de manera integral para la provisión de la conectividad (ver el inciso anterior). Es por esta razón que los análisis de la conectividad estructural deben de llevarse a cabo sobre mapas que contemplen la gama entera de usos de la tierra en un CB, y quizás esta condición hará inútiles para los fines del PROMEC-CR a una proporción grande de las métricas de conectividad propuestas por los ecólogos de paisaje.

Una alternativa al uso de métricas diseñadas para paisajes binarios es el de fundamentar el monitoreo en propuestas de redes ecológicas de conservación elaboradas para los CB del país. Dos CB ya cuentan con tales propuestas, el San Juan - La Selva (Ramos y Finegan

---

<sup>10</sup> La conectividad estructural según esta definición, se contrasta con la conectividad *funcional*, que se refiere a la operación de los procesos ecológicos y evolutivos que se pretende mantener o restaurar, y que es mucho más difícil de medir y monitorear que la conectividad estructural. Así, dentro del PROMEC-CR, la evaluación de la conectividad estructural es un indicador de la conectividad funcional, que es el objeto de conservación.

2005) y el Turrialba - Jiménez (Murrieta Arévalo 2006). La propuesta de Murrieta Arévalo toma en cuenta la conectividad potencialmente proveída por 14 tipos de cobertura de la tierra. El procedimiento para el desarrollo de estas redes involucra el uso de análisis multi-criterio de insumos brindados por diferentes grupos de interesados para la selección de núcleos de hábitat natural prioritarios para la conservación en el CB. Luego, rutas de conexión entre núcleos dentro del CB y con las AP que el CB existe para conectar son modelados usando software de SIG. Estas rutas priorizan la conexión a través de hábitat natural o con componente arbóreo. Potencialmente, el monitoreo de la conectividad puede enfocar las características espaciales de los núcleos y la dinámica de la cobertura de la tierra dentro de las rutas de conexión.

Es por las razones anteriores que la primera etapa del PROMEC-CR deberá realizar estudios previos de la aplicación de métricas de conectividad estructural al caso particular, o a los casos particulares, de los corredores biológicos del país. Estas evaluaciones tomarán en cuenta no sólo las limitaciones de los sensores (los inherentes, más los que agregan los ambientes tropicales en cuanto a condiciones atmosféricas y otros factores), que influyen en la evaluación de todos los indicadores del Programa que requieren de esta tecnología, sino también el comportamiento de los diferentes índices dentro del marco de las características espaciales de los corredores y sus entornos, y los tipos de cobertura y patrones de cambio.

#### *5.3.4 Estructura, composición y tasas de recambio de los principales tipos de bosque*

El monitoreo y la investigación a largo plazo han demostrado ser imprescindibles para entender los cambios en las características de las comunidades boscosas que obedecen a factores naturales tanto como impactos humanos (Sugden y Stone 2001). A través de mediciones a largo plazo de parcelas permanentes de muestreo (PPM) se ha podido demostrar una serie de impactos humanos, a veces inesperados, en bosques tropicales naturales, y establecer la base para predicciones sobre tendencias futuras de estructura, composición y función de estos ecosistemas. Entre ejemplos figuran la detección de los efectos de borde en bosques fragmentados (Laurance *et al.* 2002), los impactos del aprovechamiento de madera en la productividad y la biodiversidad vegetal (Finegan *et al.* 1999, Finegan *et al.* 2001), la demostración de que la cuenca del amazonas puede estar funcionando como sumidero regional del C atmosférico debido a una creciente tasa de recambio (Baker *et al.* 2004, pero ver también Vieira *et al.* 2005), cambios funcionales de la vegetación en relación a diferentes tasas de recambio (Ter Steege y Hammond 2001) y la dinámica variable de la sucesión secundaria en terrenos agropecuarios abandonados (Chazdon *et al.* en prensa). De acuerdo con las observaciones de Baker *et al.* (2004) una función clave de este indicador se prevé que sea la detección de cambios en tasas de recambio, de composición funcional y de flujos de carbono, causados por y con implicaciones para, el cambio climático. La existencia de decenas de PPM en el país es una oportunidad única para que el PROMEC-CR monitoree biodiversidad directamente en tierra y no solamente a través de sensores remotos y SIG; el indicador se ha establecido dentro de la categoría “para prueba” no debido a dudas sobre su importancia, sino debido al hecho de que se requiere de construcción de alianzas institucionales y la conformación de una red nacional de PPM para asegurar uniformidad de procedimientos y análisis.

#### *5.3.5 Area de hábitat apropiado para grupo de especies-paisaje*

Junto con el 2.1, *Índice de Lista Roja para aves residentes*, este indicador se seleccionó con el propósito de incorporar el monitoreo de especies animales al PROMEC-CR, aceptando con base en la discusión de la Sección 3.2, que el monitoreo directo de especies en campo, sobretodo cuando se trata de especies difíciles de observar, no es una propuesta práctica para un programa de monitoreo a ser coordinado por una institución gubernamental.

Para apoyar los esfuerzos de priorización de áreas para la conservación y evaluar potenciales impactos humanos en especies individuales, el modelaje de la extensión y distribución de hábitat apropiado para especies individuales representa una propuesta de valor potencial enorme. El modelaje o la predicción de las distribuciones de especies a escalas desde la de paisaje hasta la regional han sido facilitadas por varios factores:

- ❖ los enormes avances en generación y aplicación de tecnología de sensores remotos y SIG (Sección 3.2.2) durante las últimas décadas, juntos con
- ❖ avances en métodos estadísticos de predicción,
- ❖ la disponibilidad de bases de datos con registros georeferenciados de ocurrencias de especies juntas con
- ❖ capas de SIG que contienen la información sobre los factores ambientales a los cuales las especies responden, y
- ❖ la disponibilidad de poderosos computadores personales

Esta coyuntura de factores ha cambiado la forma de pensar de los ecólogos y los biólogos de la conservación sobre las distribuciones de especies (Lehmann *et al.* 2002). Un ejemplo es la posibilidad de estimar en línea las distribuciones geográficas de especies a través de información de especímenes de museos, usando sitios como [www.lifemapper.org](http://www.lifemapper.org); otro es la utilización rutinaria de modelos de distribuciones de especies por el programa nacional de Análisis GAP o de vacíos de conservación de los Estados Unidos (<http://gapanalysis.nbi.gov/>).

No obstante estos avances, este indicador no puede considerarse listo para la aplicación inmediata. Procedimientos para la selección de especies-paisaje, que por sus características se consideran apropiadas para este elemento del PROMEC-CR, existen y pueden ser aplicados a la selección de un grupo de especies para este indicador (Sección 3.2.1). La incógnita principal se encuentra no en la selección de especies, sino en los procesos de modelaje utilizados para mapear el hábitat apropiado y monitorear su área y otras características espaciales. Como suele ser el caso, varios modelos existen para éste fin; el estudio de Segurado y Araújo (2004), entre otros, indica que los modelos varían entre sí en su desempeño para cada caso particular de una especie en un territorio, de manera que para las especies que seleccione el PROMEC-CR, habrá que realizar una investigación para determinar cuál enfoque de modelaje produce los resultados más aceptables.

## 5.4 Indicadores complementarios

### 5.4.1 *Tendencias en la ocurrencia, la frecuencia y la intensidad de amenazas graves para la biodiversidad*

Es una característica de los programas de monitoreo que las tendencias que muestran los valores de algunos indicadores no pueden ser relacionadas de manera rigurosa a factores causales particulares (Sección 3.3). Afortunadamente, este problema no aflige la causa principal de pérdida de biodiversidad - la destrucción y la fragmentación de hábitat - ya que estos procesos serán documentados a través de los indicadores 1.1, 1.2 y 2.3, registrándose la extensión y distribución espacial de pérdida y fragmentación de hábitat natural, el tipo de cobertura por la cual el hábitat natural es reemplazado, y el impacto en conectividad ecológica. Sin embargo, hay otros factores que afectan el estado de conservación de la biodiversidad, cuya influencia sería difícil de detectar a través de los indicadores mencionados, pero que pueden ser evaluados por el PROMEC-CR y la información utilizada en la interpretación de los resultados de las evaluaciones de los

indicadores propuestos. Nuestra recomendación es que durante la primera etapa del Programa, la factibilidad de incluir evaluaciones de amenazas graves como parte del PROMEC-CR, o de coordinar con otras iniciativas para aplicar información de otros monitoreos a la interpretación de las tendencias de los indicadores del PROMEC-CR, se analice. Entre estos factores figuran:

- ❖ el cambio climático, que potencialmente en las próximas décadas cambiará las distribuciones geográficas de las especies y comunidades del país y conducirá a la pérdida de algunos de ellas, y que está siendo monitoreado por el IMN y otras instituciones nacionales
- ❖ asociado con el cambio climático, la frecuencia y la intensidad de los incendios en comunidades naturales, que sí puede ser evaluada utilizando sensores remotos y registros de las administraciones de las AP y CB, pero no necesariamente con las metodologías propuestas para la evaluación de los indicadores 1.1 y 1.2
- ❖ las especies invasivas; estas son universales en hábitats antropogénicos del país pero no aun en hábitats naturales

Cuando finaliza la primera etapa del programa, se debe tener un planteamiento de cómo el monitoreo a amenazas graves se va a incorporar al mismo.

## 6. Literatura citada

- Andelsman, S.J. y Fagan, W.F. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97, 5954-5959.
- Armenteras D, F. Gast, H. Villereal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113:245-56
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M. y Silva, J.N. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310, 480-482.
- Asociación Peruana Para La Conservación De La Naturaleza (APECO); Eco Student Sepp & Busacker Partnerschaft. 2003. Documento conceptual sobre monitoreo biológico y social. Lima, Perú. 62 p.
- Balmford, A., Bennun, L. y otros 26 autores. 2005. The Convention on Biological Diversity's 2010 target. *Science* 307, 212-213.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y. y otros 15 autores. 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 359, 353-363.
- Bawa, KS; Dayanandan, S. 1998. Global climate change and Tropical Forest Genetic Resources. *Climatic Change* no. 39: 473-485.
- Bawa, KS; Lele, S; Murali, KS; Ganesan, B. 1999. Extraction of non-timber forest products in Biligiri rangan hills, India: monitoring a community-based project. *In: Saterson, K; Margoluis, R. y Salafsky, N. eds. Measuring conservation impact: an interdisciplinary approach to project monitoring and evaluation. Biodiversity Support Program, Washington, DC, US. p. 89-102.*
- Beier, P. y Noss, R.F. (2000). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241-1252.
- Bennett, A.F. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Programa de Conservación de Bosques UICN: Conservando los Ecosistemas Boscosos Serie No. 1. Traducido por José María Blanch. UICN, San José, Costa Rica. 276 p.
- Bormann, B.T., Haynes, R.W. y Martin, J.R. 2006. Adaptive management of forest ecosystems: some rubber hits the road? Informe, Interagency Regional Monitoring Program in the Pacific Northwest.  
[http://www.reo.gov/monitoring/report\\_show.php?show=general](http://www.reo.gov/monitoring/report_show.php?show=general)
- Brooks, T. y Kennedy, E. 2004. Biodiversity barometers. *Nature* 431, 1046-1047.
- Brown, K.S: 1997. Diversity, disturbance and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1, 25-42.
- Bruner, AG; Gullison, RA; Rice, RE; Fonseca., GAB Da.. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291 (5): 125-128.
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J., Baillie, J., Bennun, L.A., Stuart, S.N., Ackacaya, H.R., Hilton-Taylor, C. y Mace, G.M. 2005. Using red list indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 360, 255-268.

- Caicco, S.L., Scott, J.M., Butterfield, B. y Csuti, B. 1995. A gap analysis of the management status of the vegetation of Idaho (U.S.A.). *Conservation Biology* 9, 498-511.
- Canet Desanti, L.M. 2003. Ficha Técnica para el Diseño y el Establecimiento del Corredor Biológico Turrialba Jiménez. Trabajo final para optar al grado de Bachillerato en Biología con Énfasis en Ecología y Desarrollo Sostenible. Universidad Latina de Costa Rica, San José. 81 p.
- Canet Desanti, L.M. 2005. Ficha Técnica para el Diseño y Oficialización del Corredor Biológico Alexander Skutch. Centro Científico Tropical, San José, Costa Rica. 102 p.
- Canet Desanti, L.M. en preparación. Herramientas para el Diseño, Gestión y Monitoreo de Corredores Biológicos en Costa Rica. Tesis Mag.Sci, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Cantú C, R.G. Wright, J.M. Scott . In press. Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation*.
- Carignan, V; Villard, M-A. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A Review. *Environmental monitoring and assessment* no. 78: 45-61
- Castellón, T. D. y Sieving, K.E. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20, 135-145.
- CCADD-PNUD/GEF, Proyecto regional “Establecimiento de un Programa para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano” (PCCBM) 2005. Programa Estratégico Regional de Monitoreo y Evaluación de la Biodiversidad (PROMEBIO). EDITARTE, Managua, Nicaragua. 68 p.
- Chape, S; Harrison, J; Spalding, M; Lysenko, I. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society* no. (360): 443-455.
- Chassot, O., Monge, G., Powell, G., Wright, P. y Palminteri, S. 2005. Corredor Biológico San Juan-La Selva, un proyecto del Corredor Biológico Mesoamericano para la protección de la lapa verde y su entorno. Centro Científico Tropical, San José, Costa Rica. 98 p.
- Chazdon, R.L., Letcher, S.G., van Breughel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. and Finegan, B. in press. Rates of change in tree communities of secondary tropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*.
- Clark, JS; Carpenter, SR; Barber, M. Collins, S. Dobson, A; Foley, JA; Lodge, DM; Pascual, M; Pielke Jr., R; Pizer, W; Pringle, C; Reid, WV; Rose, KA; Sala, O; Schlesinger, WH; Wall, DH; Wear, D. 2001. Ecological Forecasts: An Emerging Imperative. *Science* no. 293: 657-660.
- Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. 2003. Directrices para emplear los criterios de la lista roja de la UICN a nivel nacional y regional. Versión 3.0. UICN, Cambridge, Reino Unido, 29 p.  
[http://app.iucn.org/webfiles/doc/SSC/SSCwebsite/Red\\_List/regionalguidelinesSP.pdf](http://app.iucn.org/webfiles/doc/SSC/SSCwebsite/Red_List/regionalguidelinesSP.pdf)
- Congalton, RG; Green, K. 1999. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Lewis publishers, Washington, DC, US. 137 p.

- Copollilo, P., Gómez, H., Maisels, F. Y Wallace, R. (2004). Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation* 115, 419-430.
- Courrau, J. 2004. Monitoreo de la efectividad de la gestión del AP. *In: Lineamientos y Herramientas para un Manejo Creativo de las Áreas Protegidas*. Arguedas, ME; Castaño, BL y Rodríguez, JM. (Eds). . Organización Para Estudios Tropicales, San José, CR. p. 418-427.
- Dale, V.H., Pearson, S.M., Offerman, H.L. y O'Neill, R.V. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8, 1027-1036.
- Danielsen, F., Balete, D.S., Poulsen, M.K., Enghoff, M., Nozawa, C. y Jensen, A.E. 2000. A simple systems for monitoring biodiversity in protected areas of a developing country. *Biodiversity and Conservation* 9, 1671-1705.
- Danielsen, F., Mendoza, M.M., Alviola, P., Balete, D.S., Enghoff, M., Poulsen, M.K. y Jensen, A.E. 2003. Biodiversity monitoring in developing countries: what are we trying to achieve? *Oryx* 37, 1-3.
- Danielsen, F; Balete, DS; Poulsen, MK; Enghoff, M; N, CM; Jensen, AE. 2000. A simple system for monitoring biodiversity in Protected Areas of a developing Country. *Biodiversity and Conservation* no. 9: 1671-1705.
- De Campos, D.P. y Finegan, B. 2002. Principios, criterios e indicadores para la evaluación de corredores biológicos y su aplicación. *Revista Forestal Centroamericana* 38, 9-13.
- Debinski, D.M. y Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14, 342-355.
- DeFries, R., Hansen, A., Newton, A.C. y Hansen, M.C. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* 15, 19-26.
- Dellasala, D.A. y Williams, J.E. 2006. Introduction. *Conservation Biology* 20, 274-276.
- Diamond, J. 2005. *Collapse: how societies choose to fail or succeed*. Penguin, London, 576 p.
- Dinerstein, E.; Olson, D.M.; Graham, D.J.; Webster, A.L.; Primm, S.A.; Bookbinder, M.P.; Ledec, G. 1995. *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank, Washington, D.C., 129 p.
- Dobson, A. 2005. Monitoring global rates of biodiversity change: challenges that arise in meeting the Convention on Biological Diversity 2010 goals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 360, 229-241.
- Elzinga, CL; Salzer, DW; Willoughby, JW; Gibbs, JP. 2001. *Monitoring plant and Animal populations*. Blackwell science, Massachusetts, US. 360 p.
- Ericho, J; Bino, R; Johnson, A. 1999. Testing The Effectiveness of Using A Conceptual Model To Design Projects And Monitoring Plans For The Crater Mountain Wildlife Management Area, Papua New Guinea. *In: Saterson, K; Margoluis, R. y Salafsky, N. eds. Measuring conservation impact: an interdisciplinary approach to project monitoring and evaluation*. Biodiversity Support Program, Washington, DC, US. p. 21-40.



- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:487-515.
- Fearnside, P.M. y Ferraz, J. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9, 1134-1147.
- Ferretti, M. 1997 Forest health assessment and monitoring issues for consideration. *Environmental Monitoring and Assessment* 48, 45-72.
- Ferrier, S., Watson, G., Pearce, J. y Drielsma, M. 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation* 11, 2275-2307.
- Finegan, B. 2006. Programa de Monitoreo Ecológico de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica (PROMECCR): Etapa 1: 2006-2010. Plan de Implementación.
- Finegan, B. y Bouroncle, C. (en prensa) Patrones de la fragmentación de los bosques de tierras bajas, su impacto en las comunidades y especies vegetales, y propuestas para su mitigación. In C.A. Harvey and J. Sáenz (editores), *Conservation and evaluation of biodiversity in fragmented landscapes of Mesoamerica*.
- Finegan, B., Camacho, M. and Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121, 159-176.
- Finegan, B., Céspedes Agüero, M. y Sesnie, S.E. 2006. Programa de Monitoreo Ecológico de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica (PROMECCR): Etapa 1: 2006-2010. Resumen Ejecutivo.
- Finegan, B., Delgado, D., Camacho, M. and Zamora, N. 2001. Timber production and plant biodiversity conservation in a Costa Rican rain forest: an experimental study and its lessons for adaptive sustainability assessment. In A. Franc, O. Laroussinie and T. Karjalainen (Editors), **Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management at the Forest Management Unit Level**. European Forestry Institute Proceeding no. 38, pp. 123-134.
- Finegan, B; Hayes, JP; Delgado, D; Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en bosques de alto valor para la conservación. CATIE/PROARCA/APM, San José, Costa Rica. Consultado *on line* el 02.09.2005. Disponible en: <http://www.catie.ac.cr/bancoconocimiento/B/BosquesLibroMonitoreoEcologico/BosquesLibroMonitoreoEcologico.asp?CodSeccion=374&MagSigla=>
- Finegan, B. y Sesnie, S.E. 2006. Programa de Monitoreo Ecológico de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica (PROMECCR): Etapa 1: 2006-2010. Manual de Objetivos, Indicadores y Protocolos, Versión 1.0.
- Friedl, M.A., McIver, D.K., Hodges, J.C.F. y otros nueve autores. 2002. Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment* 83, 287-302.
- García, R. 2002. *Biología de la Conservación: conceptos y prácticas*. Editorial INBio, San José, Costa Rica. 166 p.

- García-Azuero, A.F., Campos Arce, J.J., Villalobos, R., Jiménez, F. y Solórzano, R. 2005. Enfoques de manejo de recursos naturales a escala de paisaje: convergencia hacia un enfoque ecosistémico. Serie Técnica, Informe Técnico no. 340. Gestión Integrada de Recursos Naturales a Escala de Paisaje no. 1. CATIE, Turrialba, Costa Rica, 55 p.
- Grupo Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). 2002. Cambio climático y biodiversidad. PNUMA. UNEP. Documento técnico V del IPCC. 93 p.
- Harper, J.L. 1977. Population Biology of Plants. Academic Press, Londres. 892 p.
- Harvey, C., Alpizar, F., Chacón, M. y Madrigal, R. 2005. Assessing linkages between Agriculture and Biodiversity in Central America: Historical Overview and Future Perspectives. Mesoamerican and Caribbean Region, Conservation Science Program. The Nature Conservancy (TNC), San José, Costa Rica. 138 p.
- Harvey, C., Medina, A., Sánchez Merlo, D. y otros seis autores. En prensa. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. Ecological Applications.
- Herrera, B; Corrales, L. 2004. Manual para la evaluación y Monitoreo de la integridad ecológica en Áreas protegidas. PROARCA/APM, Guatemala de la Asunción, GT. 44p.
- Hilty, J.A. y Merenlender, A.M. 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. Conservation Biology 18, 126-135.
- Hockings, M. 1998. Evaluating Management of Protected Areas: Integrating Planning and Evaluation. Environmental Management 22 (3): 337-345.
- Hockings, M. 2003. Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas. Bioscience. 53( 9): 823-832.
- Hockings, M; Stolton, S; Dudley, N. 2000. Evaluating effectiveness: A Framework for Assessing the Management of Protected Areas. Phillips, A. (ed). World Commission on Protected Areas (WCPA)/ IUCN, Cambridge, UK. 121p. (Best Practice Protected Area Guidelines Series No.6).
- Hector, T.S.; M.H. Carr; y P.D. Zwick. 2000. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: The Florida Ecological Network. Conservation Biology 14(4): 984-1000.
- IUCN. 1994. Guidelines for protected areas management categories. IUCN, Cambridge, Reino Unido/ Gland, Suiza. 261p.
- IUCN. 2003. Plan de acción de Durban. 43p. Consultado *on line* el 22.09.2005. Disponible en:  
[http://iucn.org/themes/wcpa/wpc2003/pdfs/outputs/wpc/durbanactionplan\\_sp.pdf](http://iucn.org/themes/wcpa/wpc2003/pdfs/outputs/wpc/durbanactionplan_sp.pdf)
- Jaarsveld, J. van, Freitag, S., Chown, S.L. y otros ocho autores. 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. Science 279, 2106-2108.
- Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology 15, 115-130.
- Keller, V., Zbinden, N., Schmid, H. y Volet, B. 2005. A case study in applying the IUCN regional guidelines for national red lists and justifications for their modification. Conservation Biology 19, 1827-1834.

- Kerr, J. Y y Ostrovsky, M. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 299-305.
- Kiester, A.R., Scott, M.J., Csuti, B., Noss, R.F., Butterfield, B., Sahr, K. y White, D. 1996. Conservation prioritization using GAP data. *Conservation Biology* 10, 1332-1342.
- Kleinn, C., Corrales, L. y Morales, D. 2002. Forest area in Costa Rica: a comparative study of tropical forest cover estimates over time. *Environmental Monitoring and Assessment* 73, 17-40.
- Kremen, C; Merenlender, AD; Murphy, DD. 1994. Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the Tropics. *Conservation Biology* 8 (2):388-397.
- Kremen, C; Raymond, I; Lance, K; Weiss, A. 1999. Monitoring Natural Resource Use on the Masoala Peninsula, Madagascar: A Tool for Managing Integrated Conservation and Development Projects. . *In*: Saterson, K; Margoluis, R. y Salafsky, N. eds. Measuring conservation impact: an interdisciplinary approach to project monitoring and evaluation. Biodiversity Support Program, Washington, DC, US. p. 63-82.
- Lambeck, R J. 1997. Focal Species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11, 849-856.
- Lammerts van Beuren, E. y Blom, E. 1997. Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. Veeman Drukkers, Amsterdam.
- Lamoreux, J., Akcakaya, H.R., Bennun, L. y otros 13 autores. 2003. Value of the IUCN Red List. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 214-215.
- Landres, P.B.; Verner, J; Thomas, J.W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-326.
- Laurance, WF; Lovejoy, TE; Vasconcelos, HL; Bruna, EM; Didham, RK; Stouffer, PC; Gascon, C; Bierregaard, RO, Laurance, SG; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16, 605-618.
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B. y otros diez autores. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391, 72-76.
- Lehmann, A., Overton, J. McC. y Austin, M.P. 2002. Regression models for spatial prediction: their role for biodiversity and conservation. *Biodiversity and Conservation* 11, 2085-2092.
- Leimgruber, P; Christen, CA; Laborderie, A. 2005 The Impact Of Landsat Satellite Monitoring On Conservation Biology *Environmental Monitoring And Assessment* no. 106: 81-101.
- Levey, D.J., Bolker, B.M., Tewsbury, J.J., Sargent, S. y Haddad, N.M. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science* 309, 146-148.
- Lindenmayer, D.B.; Margules, C.R.; Botkin, D.B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14:941-951.
- Lindenmayer, DB; Franklin, JF. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington, D.C., U.S., 351 pp.
- Loder, N. 2005. Point of no return. *Conservation in Practice* 6, 28-34.

- Lu, D., Moran, E. y Batistella, M. 2003. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. *Remote Sensing of Environment* 87, 456-469.
- Mace, G., Delbaere, B. y otros 7 autores. 2005. A user's guide to biodiversity indicators. European Academies Science Advisory Council (EASAC), y la Royal Society, Londres. 40 p.
- MacIver, DC; Wheaton, E. 2005. Tomorrow's Forests: Adapting to a Changing Climate. *Climatic Change* no. 70: 273-282.
- Martínez-Abraín, A., Sarzo, B., Villuendas, E., Bartolomé, M.A. y E. Mínguez y D. Oro 2005. Unforeseen effects of ecosystem restoration on yellow-legged gulls in a small Mediterranean island. *Environmental Conservation* 31, 219-224.
- Mas, JF. 2005. Assessing Protected Area Effectiveness Using Surrounding (Buffer) Areas Environmentally Similar To The Target Area. *Environmental Monitoring and Assessment* no. 105: 69-80.
- Mayaux, P., Holmgren, P., Achard, F., Eva, H., Stibig, H-J. y Branthomme, A. 2005. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 360, 373-384.
- Maybury, KP. (ed). 1999. Seeing the Forest and the Trees: Ecological Classification for Conservation. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, US. 37 p.
- Mcdonald, T. Roland, C; Fried, J; Goeking, S; Oakley, K. 2001. Simulation of Long-Term Monitoring Sample Designs in Denali National Park. *In* Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands (11, 2001, Colorado, US). Crossing Boundaries in Park Management. Ed. D. Harmon. The George Wright Society, Michigan, US. p. 407-414. Consultado *Online* el 19.07.2005. Disponible en: <http://www.georgewright.org/>
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, and E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)
- McGinley, K. and Finegan, B. 2003. The ecological sustainability of tropical forest management: evaluation of the national forest management standards of Costa Rica and Nicaragua, with emphasis on the need for adaptive management. *Forest Policy and Economics* 5, 421-431.
- Medellin, R; Equihua, C; Chetkiewicz, C; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Taber, A. (Comp.). 2002. El Jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Rconomica, WCS, UNAM. Mexico, MX. 647 pp.
- Meffe, GK; Carroll, CR. 1997. Principles Of Conservation Biology. Edición (2). Sinauer Associates/Sunderland, Massachusetts, US. 729 p.
- Mena A., Y. y Artavia Z., G. S.f. Hacia la administración eficiente de las áreas protegidas: políticas e indicadores para su manejo. Ministerio del Ambiente y Energía/Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Editorial INBio, San José, Costa Rica. 56 p.
- Miller, K., Chang, E. y Johnson, N. 2001. En Busca de un Enfoque Común para el Corredor Biológico Mesoamericano. World Resources Institute, Washington, D.C., E.U. 49 p.

- Moiseev, A.; Dudley, E.; Cantin, D. 2002. The Wellbeing of Forests: an e-tool for assessing environmental and social sustainability. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 50 pp.
- Morse, LE; Randall, JM; Benton, N; Hiebert, R; Lu, S. 2004. An Invasive Species Assessment Protocol: Evaluating Non-Native Plants for Their Impact on Biodiversity. Ed. 1. NatureServe, Virginia, US. 40 p.
- Muldavin, E.H., Neville, P. y Harper, G. 2001. Indices of grassland biodiversity in the Chihuahuan desert ecoregion derived from remote sensing. *Conservation Biology* 15, 844-855.
- Mulder, BS; Noon, BR; Spies, TA; Raphael, MG; Palmer, CJ; Olsen, AR; Reeves, GH; Welsh, HH. 1999. The Strategy And Design Of The Effectiveness Monitoring Program For The Northwest Forest Plan. Portland, US. 138 p.
- Murrieta, E. (en preparación) Caracterización de Cobertura Vegetal y Propuesta de Una Red de Conectividad Ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central - Talamanca, Costa Rica. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Nagendra H, M. Gadgil. 1999. Satellite imagery as a tool for monitoring species diversity: an assessment. *Journal of Applied Ecology* 36:388-97
- Nic Lughada, E., Baillie, J. y otros 18 autores. 2005. Measuring the fate of plant diversity: towards a foundation for future monitoring and opportunities for urgent action. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 360, 359-372.
- Noon, B.R. y Dale, V.H. 2002. Broad-scale ecological science and its application. En Gutzwiller, K.J. (editor): *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, pp 34-52. Springer, New York, EE.UU.
- Noon, B.R. y Blakesley, J.A. 2006. Conservation of the Northern Spotted Owl under the Northwest Forest Plan. *Conservation Biology* 20, 288-296.
- Noss, RF. 1990. Indicators For Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4 (4): 355-364.
- Noss, R.F., LaRoe III, E.T. y Scott, J.M. 1995. Endangered ecosystems of the United States: A Preliminary Assessment of Loss and Degradation. Biological Report 28, National Biological Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C., EE.UU. 58 p.
- Noss, R.F. 1996. Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 351.
- Noss, RF. 1999. Assessing And Monitoring Forest Biodiversity: A Suggested Framework And Indicators. *Forest Ecology And Management* 115 (2-3): 135-146.
- Novack, A.J., Main, M.B., Sunkist, M.E. y Lanisky, R.F. 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology, London*, 267, 167-178.
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Schwartz, P.M., Goodman, I.A., Jackson, B.L. y Baillargeon, W.S. 1997. Monitoring environmental quality at the landscape scale. *BioScience* 47, 513-519.
- Oakley, KL; Boudreau, SI; Humphrey, S-Z. 2001. Recommended Features Of Protocols For Long-Term Ecological Monitoring. In Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands (11, 2001, Colorado, US). Crossing Boundaries in Park Management. Ed. D. Harmon. The George Wright Society,

- Michigan, US. p. 415-419. Consultado *Online* el 19.07.2005. Disponible en: <http://www.georgewright.org/>
- Ordoñez, Y., Delgado, D. y Finegan, B. 2006. Monitoreo en bosques húmedos tropicales certificados en la RAAN, Nicaragua: evaluación del impacto ecológico del manejo forestal. *Revista Recursos Naturales y Ambiente* 46-47, 66-78.
- Padovan, M. Da P; Cifuentes Arias, M; Campos, JJ; Camino, R. de; Louman, B. 2002. Estándar y procedimiento para la certificación del manejo de áreas protegidas. *Revista Forestal Centroamericana (CATIE)* no. 38:14-20.
- 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.
- Peterson, A:T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., y otros cuatro autores. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416, 626-629.
- Pereira, H.M. y Cooper, H.D. 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 123-129.
- Poiani, K.A., Richter, B.D., Anderson, M. y Richter, H.E. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes and networks. *BioScience* 50, 133-146.
- Possingham, H.P., Andelman, S.J., Burgman, M.A., Medellín, R.A., Master, L.L. y Keith, D.A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution* 17, 503-507.
- Pounds, J.A., Bustamante, M.R. y otros 12 autores. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439, 161-167.
- Powell, G., Barborak, J. y Rodriguez S., M. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93, 35-41.
- Prabhu, R., Colfer, C.J.P. y Dudley, R.G. 1999. Guidelines for developing, testing and selecting Criteria and Indicators for sustainable forest management. *Criteria and Indicators Toolbox Series no.1. CIFOR, Bogor, Indonesia.*
- Prabhu, R., Ruitenbeek, H.J., Boyle, T.J.B. y Colfer, C.J.P. 2001. Between voodoo science and adaptive management: the role and research needs for indicators of sustainable forest management. pp. 39-66 in: **Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management** (R.J. Raison, A.G. Brown and D. W. Flinn, editors). CAB International, Wallingford, and IUFRO.
- Prato, T. 2001. Spatial Decision Support Systems For Assessing Impacts Of Landscape Change In Greater Ecosystems. *In Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands (11, 2001, Colorado, US). Crossing Boundaries in Park Management.* Ed. D. Harmon. The George Wright Society, Michigan, US. p. 57-61. Consultado *Online* el 19.07.2005. Disponible en: <http://www.georgewright.org/>
- Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 1998. *Fundamentos De Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas.* Fondo De Cultura Económica, México D.F., MX. 797 p.
- Proches, S., Wilson, J.R.U., Veldtman, R., Kalwij, J., Richardson, D.M. y Chown, S.L. 2005. Landscape corridors: possible dangers? *Science* 310, 778-779.

- Proyecto para la consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano: Costa Rica. Proyecto para la consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano, Managua, Nicaragua. 87 p.
- Pyke, CR; Andelman, SJ; Midgley, G. 2005. Identifying Priority Areas for Bioclimatic Representation Under Climate Change: A Case Study For Proteaceae In The Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* no. 125: 1-9.
- Ramos, Z. y Finegan, B. 2005. Una Red Ecológica para la Conservación de la Biodiversidad: Corredor Biológico San Juan-La Selva. *Recursos, Ciencia y Decisión* no. 4. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Ray, J.C., Redford, K.H., Berger, J. y Steneck, R. 2005. Conclusion: is large carnivore conservation equivalent to biodiversity conservation and how can we achieve both? Pp. 400-427 in J.C. Ray, K. H. Redford, R.S. Steneck y J. Berger (eds): *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity*. Island Press.
- Redford, K.H., Coppolillo, P. y otros 12 autores. 2003. Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17, 116-131.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T. y otros cinco autores. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10, 23-39.
- Riitters, K.H., Wickham, J.D., O'Neill, R.V., Jones, K.B., Smith, E.R., Coulston, J.W., Wade, T.G. y Smith, J.H. 2002. Fragmentation of continental United States Forests. *Ecosystems* 5, 815-822.
- Robbins, J. 2005. The look of success. *Conservation in Practice* 6, 28-34.
- Rojas, L.A. y Chavarría, M.I. 2005. Compiladores. *Corredores Biológicos de Costa Rica. Proyecto para la consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano/SINAC/MINAE*, San José, Costa Rica, 216 p.
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R. y Meslow, E.C. 1997. Biological corridors: form, function and efficacy. *BioScience* 47, 677-687.
- Salem, BB. 2003. Application of GIS to Biodiversity Monitoring. *Journal of Arid Environments* no.54: 91-114
- Sánchez-Azofeifa, GA, Daily, G.C., Pfaff, A.S.P., y Busch, C. 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.
- Sanderson, E.W., Redford, K.H., Vedder, A., Coppolillo, P.B. y Ward, S.E. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58, 41-56.
- Scott, J.M., Csuti, B., Smith, K., Estes, J.E. and Caicco, S. (1991) Gap analysis of species richness and vegetation cover: an integrated biodiversity conservation strategy. In: Kohm, K.A. (ed.) *Balancing on the Brink of Extinction: The Endangered Species Act and Lessons for the Future*. Island Press, Washington, D.C., pp. 282-297.
- Secretaría Técnica Internacional de la Red Latinoamericana de Cooperación Técnica en Parques Nacionales. 2004. Documento base de discusión del Foro electrónico latinoamericano sobre el tema de áreas protegidas de la séptima Conferencia de las partes del convenio sobre La diversidad biológica (COP 7). Kuala Lumpur, 2004. /FAO/IUCN. 31 p.

- Secretariat of the Convention on Biological Diversity . 1992. Convenio Sobre La Diversidad Biológica. UNEP. 34 p. Consultado *On line* el 12.08.2005. Disponible en: [Http://WWW.Biodiv.Org/Doc/Legal/Cbd-Es.Pdf](http://WWW.Biodiv.Org/Doc/Legal/Cbd-Es.Pdf)
- Segurado, P. y Araújo, M.B. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31, 1555 - 1568.
- Sheil, D. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities and distractions. *Conservation Biology* 15, 1179-1182.
- Sierra R, F. Campos, J. Chamberlin. 2002. Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning* 59:95-110
- Sigel, B.J., Sherry, T.W. y Young, B.E. 2006. Avian community response to lowland tropical rainforest isolation: 40 years of change at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Conservation Biology* 20, 111-121.
- Simberloff, D., Farr, J.A., Cox, J. Y Mehlman, D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6, 493-504.
- Sistema De La Integración Centroamericana (SICA); Comité Regional De Recursos Hidráulicos (CRRH); Unión Para La Conservación De La Naturaleza (UICN); Asociación Mundial Del Agua Centroamérica (GWP CATAAC). 2003. Diálogo agua y clima Centroamérica: Resumen ejecutivo. 44 p.
- Smith, D.W., Peterson, R.O. y Houston, D.B. 2003. Yellowstone after wolves. *BioScience* 53, 330-340.
- Smith, JB; Lazo, JK. 2001. Summary of climate change impact assessments from the U.S. country studies program *Climatic Change*. no. 50: 1-29.
- Souza JR, C; Barreto, P. 2000. An Alternative Approach For Detecting And Monitoring Selectively Logged Forests In The Amazon. *International Journal Of Remote Sensing* 21 (1):173-179.
- SSC Red List Programme. 2006. The IUCN Red List of Threatened Species. [http://www.iucnredlist.org/info/programme#implementation\\_indicator](http://www.iucnredlist.org/info/programme#implementation_indicator)
- Steidl, R.J., Hayes, J.P. y Schaubert, E. 1997. Statistical power analysis in wildlife research. *Journal of Wildlife Management* 61, 270-279.
- Steinmetz, R. (sf). Ecological surveys, monitoring, and the involvement of local people in protected areas of Lao. P.D.R.WWF, TH. 44 p. (Evaluating Eden Series Discussion paper No 13).
- Stenseth, NC; Mysterud, A; Ottersen, G; Hurrell, JW; Chan, K-S; Lima, M. 2002. Ecological Effects of climate fluctuations. *Science* no. 297: 1292-1296.
- Stockwell, C.A., Hendry, A.P., y Kinnison, M.T. 2003. Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 94-101.
- Sugden, A. y Stone, R. Filling generation gaps. *Science* 293, 623.
- Ter Steege, H. y Hammond, D.S. 2001. Character convergence, diversity and disturbance in tropical rain forest in Guyana. *Ecology* 82, 3197-3212.
- Terborgh, J; Davenport, L. 2002. Monitoring protected areas. En: *Making parks work: strategies for preserving tropical nature*. Terborgh, J; Schaik, C. van; Davenport, L; Rao, M. eds. Island Press, Washington DC, US. p: 395-408.



- Terborgh, J; Schaik, van C; Davenport, L; Davenport, L. Rao, M. (eds). 2002. Making park work: strategies for preserving tropical nature. Island press, Washington DC, US. 511 p.
- The Nature Conservancy (TNC). 1999. Site consolidation scorecard manual. 22p.
- The Nature Conservancy (TNC). 2001. Esquema de las cinco S para la conservación de sitios: Manual de planificación para la conservación de sitios y la medición del éxito en conservación. 2 ed. TNC, US. 59 p.
- The Nature Conservancy (TNC). 2003. Methods for Evaluating ecosystem Integrity and Monitoring Ecosystem Response. 21 p.
- Tischendorf, L. y Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7-19.
- Townsend, C.R., Begon, M. y Harper, J.L. 2003. *Essentials of Ecology*. Segunda Edición. Blackwell, Oxford. 530 p.
- Tucker, G; Bubb, P; De Heer, M; Miles, L; Lawrence, A; Bajracharya, S; Nepal, R; Sherchan, R; Chapagain, N. 2005. Guidelines For Biodiversity Assessment And Monitoring For Protected Areas. Kathmandu, NP. 121p.
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 171-197.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E. y Steininger, M. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 306-314.
- UICN (2003). Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel nacional y regional. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, Cambridge, Reino Unido. 25p.
- UICN 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species*. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado el 5 de octubre del 2006.
- Ulfelder, W; Dugelby, AL 1999. Local Participation in Protected Area Management: The Palomap Study and Methodology. *In*: Saterson, K; Margoluis, R. y Salafsky, N. eds. Measuring conservation impact: an interdisciplinary approach to project monitoring and evaluation. Biodiversity Support Program, Washington, DC, US. p.53-62
- Vaughan, C., Nemeth, N.M., Cary, J. and Temple, S. 2005. Response of a Scarlet Macaw *Ara macao* population to conservation practices in Costa Rica. *Bird Conservation International* 15, 119-130.
- Vaughan, H. Brydges, T; Fenech, AY; Lumb, A. 2003 Linking Ecological Science To Decision-Making: Delivering Environmental Monitoring Information As Societal Feedback. *Environmental Monitoring and Assessment* no. 88: 399-408.
- Vieira, S., Trumbore, S., Carmargo, P.B., Selhorst, D., Chambers, J.Q., Higuchi, N. y Martinelli, L.A. 2005. Slow growth rates of Amazonian trees: consequences for carbon cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102, 18502-18507.
- Vos, P; Meelis, E; Ter Keurs, WJ. 2000. A Framework For The Design Of Ecological Monitoring Programs As A Tool For Environmental And Nature Management. *Environmental Monitoring And Assessment* no. 61: 317-344.

- Whitacre, DF. 1997. Un Programa de Monitoreo Ecológico para la Reserva de la Biósfera Maya. Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID)/ Consejo Nacional de Areas Protegidas de Guatemala (CONAP). 119 p.
- WWF. 2004. Are Protected Areas Working? An Analysis of Forest Protected Areas by WWF. WWF. 32p. Consultado *on line* el 15.07.2005. Disponible en:  
[Http://www.panda.org/downloads/forests/areprotectedareasworking.pdf](http://www.panda.org/downloads/forests/areprotectedareasworking.pdf)
- WWF/UICN/SICA. 1999. Lista de fauna de importancia para la conservación en Centroamérica y México: listas rojas, listas oficiales y especies en apéndices CITES. Sistema de Integración Centroamericana. Dirección Ambiental. 230 p.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. y Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 446-453.
- Zahn, X., Li, M., Zhang, Z., Goossens, B., Chen, Y., Wang, H., Bruford, M.W. y Wei, F. 2006. Molecular censusing doubles giant panda population estimate in a key nature reserve. *Current Biology* 16, 451-452.

## **Anexo 1. Hojas de evaluación de los indicadores propuestos para el PROMEC-CR**

Consideraciones de ética, transparencia, rigor científico y sentido común requieren que las propuestas de programa de monitoreo incluyan un desglose de las ventajas y desventajas de cada indicador, y un análisis lo más objetivo posible de lo que está siendo indicado y lo que no está siendo indicado. Este anexo presenta las hojas correspondientes a los indicadores propuestos para la aplicación inmediata por el programa. Las hojas de evaluación presentan una síntesis del razonamiento que sustenta la selección de indicadores para el programa de monitoreo (ver la Sección 3.1 del presente documento). Se utiliza como punto de referencia para esta síntesis, el documento técnico del cual este anexo es parte, al igual que insumos brindados por los participantes en los talleres llevados a cabo durante la elaboración del programa.

En las hojas de evaluación, cada indicador es caracterizado en relación a atributos considerados esenciales para un indicador según conocidas y probadas herramientas para el desarrollo de estándares para la evaluación del manejo de los recursos naturales (ver la Sección 3.1, Recuadro 4). En cada hoja se indica la Sección del documento que provee las bases científicas y técnicas del indicador.

## Hoja de evaluación: Indicador 1.1

*Área y grado de fragmentación actuales del hábitat natural correspondiente a cada unidad fitogeográfica, total y representada dentro de las diferentes categorías de áreas protegidas, según las metas nacionales de conservación establecidas por GRUAS II*

### ¿Es relevante? Ecológica- y biológicamente

✓ El área de un hábitat o de una comunidad presenta relaciones directas a la riqueza de especies que contiene y por lo tanto debe tomarse como indicador de importancia primordial de los impactos humanos en esa comunidad y/o del éxito de las medidas de conservación. Los cambios del área de un hábitat son una medida directa de una de las causas principales de la pérdida de biodiversidad, la destrucción de hábitats naturales.

### ¿Es relevante? Para diferentes grupos de interesados

✓ El área de las comunidades naturales es percibido por muchos grupos de interesados como característica de importancia primordial que determina su valor para la recreación, su valor espiritual y la magnitud y la calidad de los servicios ecológicos o productos extractivos que la comunidad les brinda. La destrucción de hábitat es un impacto en biodiversidad fácil de comprender.

### ¿Es estrechamente relacionado a la meta superior?

✓ Sí, por las razones enumerados en relación a su relevancia.

### ¿Es una medida sintética o integradora de biodiversidad?

✓ Sí, es ampliamente aceptado como indicador de la riqueza de especies del hábitat, del estado de poblaciones de especies no amenazadas del hábitat, bajo el enfoque del denominado “filtro grueso”, como elemento clave para el modelaje de distribuciones potenciales de especies de interés especial para la conservación (por ejemplo, las que se encuentran en alguna categoría de amenaza), y como indicador del potencial de un área para la provisión de servicios ecológicos como la captura y el almacenamiento del carbono y la regulación del ciclo hidrológico.

### ¿Es medible?

✓ Sí, a través de imágenes de sensores remotos y uso de Sistemas de Información Geográfica. Las ventajas y las limitaciones del rango actual de sensores satelitales cuya información es aplicable inmediatamente al monitoreo son muy bien conocidos, y no han impedido que esta tecnología genera información imprescindible para el monitoreo de la biodiversidad.

### ¿Tiene un rango de respuesta amplio?

✓ Sí; la información de este indicador es relevante para la conservación en todo el rango de intervenciones humanas en los hábitats naturales. Usando la escala de paisaje como ejemplo, la relevancia abarca el rango desde los paisajes intactos con relativamente poca intervención, hasta los paisajes relictuales donde la cobertura de hábitat natural es inferior a un 10%.

### ¿Es costo-eficiente?

✓ Sí, debido a varios factores: la disponibilidad en línea, libre de costo, de una enorme cantidad de información procedente de sensores remotos; el costo bajo de información reciente de sensores como Landsat 7; la amplia disponibilidad del software de SIG

necesario para los análisis. La necesidad de generar información de campo para la validación de las clasificaciones de las imágenes puede aumentar los costos.

**¿Es confiable y repetible?**

¡/ Se requiere atención para este punto. Por un lado, las propiedades de los sensores y sus fortalezas y debilidades ante un determinado objetivo de evaluación son bien conocidos. Por otro lado, se requiere definir procedimientos exactos de análisis respecto a diferentes tipos de cobertura de la tierra, delimitar cuidadosamente los tipos de hábitat natural, y asegurar la disponibilidad de información de campo para la validación de las clasificaciones.

## **Hoja de evaluación: Indicador 1.2**

### ***Área y grado de fragmentación de la cobertura boscosa y agroforestal de los principales corredores biológicos y sus tasas de cambio***

**¿Es relevante? Ecológica- y biológicamente**

/ Aunque los corredores biológicos pueden cumplir múltiples funciones, su función principal es la de proveer conectividad entre áreas protegidas. Existe un consenso de que la conectividad funcional está relacionada al área y el grado de fragmentación del hábitat boscoso o agroforestal en un CB. Para aquellos CB que tienen definidas otras funciones como la de contribuir a la representatividad de diferentes tipos de comunidad natural dentro de las tierras de conservación del país, se aplican a este indicador las mismas consideraciones señaladas para el anterior.

**¿Es relevante? Para diferentes grupos de interesados**

/ La presencia de hábitat natural y sistemas agroforestales en un paisaje dominado por la actividad humana, como lo son los CB del país, son percibidas por muchos grupos de interesados como característica de importancia primordial que determina su valor para la recreación, su valor espiritual y la magnitud y la calidad de los servicios ecológicos o productos extractivos que la comunidad les brinda. Que los organismos silvestres necesitan de áreas de bosque o componentes arbóreos en otros usos de la tierra es fácil de comprender.

**¿Es estrechamente relacionado a la meta superior?**

/ Sí, por las razones enumerados en relación a su relevancia.

**¿Es una medida sintética o integradora de biodiversidad?**

/ Sí, es ampliamente aceptado como indicador de la integridad de los procesos ecológicos, bajo el enfoque del denominado “filtro grueso”, y como indicador del potencial de un área para la provisión de servicios ecológicos como la captura y el almacenamiento del carbono y la regulación del ciclo hidrológico.

**¿Es medible?**

/ Sí, a través de imágenes de sensores remotos y uso de Sistemas de Información Geográfica. Las ventajas y las limitaciones del rango actual de sensores satelitales cuya información es aplicable inmediatamente al monitoreo son muy bien conocidos, y no han impedido que esta tecnología genera información imprescindible para el monitoreo de la biodiversidad.

**¿Tiene un rango de respuesta amplio?**

✓ Sí; la información de este indicador es relevante para la conservación en todo el rango de intervenciones humanas en los hábitats naturales. Usando la escala de paisaje como ejemplo, la relevancia abarca el rango desde los paisajes intactos con relativamente poca intervención, hasta los paisajes relictuales donde la cobertura de hábitat natural es inferior a un 10%.

**¿Es costo-eficiente?**

✓ Sí, debido a varios factores: la disponibilidad en línea, libre de costo, de una enorme cantidad de información procedente de sensores remotos; el costo bajo de información reciente de sensores como Landsat 7; la amplia disponibilidad del software de SIG necesario para los análisis. La necesidad de generar información de campo para la validación de las clasificaciones de las imágenes puede aumentar los costos, al igual que lo pueden hacer las necesidades de compra de software y de capacitación de personal.

**¿Es confiable y repetible?**

¡✓! Se requiere atención para este punto. Por un lado, las propiedades de los sensores y sus fortalezas y debilidades ante un determinado objetivo de evaluación son bien conocidos. Por otro lado, se requiere definir procedimientos exactos de análisis respecto a diferentes tipos de cobertura de la tierra, delimitar cuidadosamente los tipos de hábitat natural y los tipos de cobertura con componente arbóreo, y asegurar la disponibilidad de información de campo para la validación de las clasificaciones.

## **Hoja de evaluación: Indicador 1.3**

### *Efectividad de manejo de las Áreas Protegidas estatales*

**¿Es relevante? Ecológica- y biológicamente**

✓ Es ampliamente aceptado que existe una relación entre la efectividad del manejo de las AP y el estado de conservación de la biodiversidad de esas AP.

**¿Es relevante? Para diferentes grupos de interesados**

✓ La evaluación de la efectividad de manejo de AP por una institución estatal es fácil de comprender y representa un tema de mucho interés para la sociedad civil.

**¿Es estrechamente relacionado a la meta superior?**

✓ Sí, por las razones enumerados en relación a su relevancia.

**¿Es una medida sintética o integradora de biodiversidad?**

✓ Sí, las dimensiones múltiples de evaluación aseguran el carácter integrador.

**¿Es medible?**

✓ Sí, ya existe una metodología oficial del SINAC basada en el uso de escalas cualitativas sencillas de evaluación.

**¿Tiene un rango de respuesta amplio?**

✓ Sí; En principio, las escalas de medición de la efectividad de manejo arrojan valores altos para AP bien financiados y manejados hasta bajos para AP que han sido declaradas pero carecen de plan de manejo y probablemente reciben una atención mínima en cuanto a presencia institucional.

**¿Es costo-eficiente?**

✓ Sí, debido a varios factores: sobretodo, la calificación subjetiva de la efectividad de las diferentes actividades de manejo es de bajo costo, mientras que representa una forma eficaz de sintetizar los conocimientos de los involucrados en el proceso.

**¿Es confiable y repetible?**

¡/! Se requiere atención para éste punto. La calificación aplicando escalas subjetivas tiene ventajas, algunas de las cuales han sido señaladas; por otra parte, potencialmente, diferentes evaluadores calificarán de manera distinta en la misma situación, y diferentes grupos de evaluadores pueden llegar a conclusiones distintas debido a variaciones entre ellos en la dinámica de grupo. Es deseable que antes de aplicarse sistemáticamente esta herramienta dentro del PROMEC-CR, que se realicen talleres de capacitación y de uniformización de criterios.