

ALTA PROTECCIÓN: CRITERIOS PARA SU SELECCIÓN Y MANEJOS EN SU CONSERVACIÓN

Gabriel Jaime Costafra-Villa¹

El presente artículo discute los criterios para determinar el nivel de protección que una zona merece y el manejo de la misma en la biología de la conservación y el manejo de recursos, como los sistemas de información geográfica, los mapas y los otros cinco criterios.



CONSERVACIÓN

ÁREAS PROTEGIDAS, CRITERIOS PARA SU SELECCIÓN Y PROBLEMÁTICAS EN SU CONSERVACIÓN*

Gabriel Jaime Castaño-Villa¹

Resumen

En las últimas décadas los criterios para determinar las áreas que deben ser protegidas han evolucionado y avanzado de la mano de la biología de la conservación y de herramientas tecnológicas como los sistemas de información geográfica. La calidad y belleza de los paisajes ya no son los únicos criterios para la selección de un área; también se han incorporado la representatividad y la complementariedad que una reserva ofrece para la protección de la biodiversidad. También se utilizan análisis a diferentes escalas de protección (globales, locales y mesoescala), y se han generado diversos enfoques basados en las especies (indicadoras, sombrilla, focales y análisis de vacíos), que tienen como fin la selección de áreas o la detección de fallas en el actual sistema de reservas. Por último, entre las problemáticas que enfrenta la conservación de dichas áreas se incluye no sólo la presión que ejerce el hombre en el interior de las reservas sino en las áreas conexas. En el caso particular de Colombia, el conflicto armado, el narcotráfico y la pobreza juegan un papel importante en el deterioro y pérdida de la diversidad dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del país.

Palabras clave

Áreas protegidas, conservación, biodiversidad.

Abstract

PROTECTED AREAS, CRITERIA FOR THEIR ELECTION AND PROBLEMS IN THEIR CONSERVATION

In the last decades, the criteria used to determine the areas that should be protected have evolved and advanced in accordance with conservation biology and the use of technological tools such as geographical information systems. The quality and beauty of the landscapes are not the only criteria to an area's selection; the representativeness and complementarity that a reserve offers for biodiversity protection have been incorporated. In addition, different scale protection analysis have been used (at global, local and mesoscale levels) as well as generating several approaches based on the species (indicator, umbrella, focal and gap analyses) that allow selection of areas or the detection of failures in the current reserves system. Finally, part of the problem that the conservation

* Recibido el 3 marzo de 2006, aceptado el 28 de abril de 2006.

¹ Profesor Auxiliar. Departamento de Recursos Naturales y Medio Ambiente. Grupo de Investigación en Ecosistemas Tropicales, Universidad de Caldas. E-mail: gabocavil@hotmail.com

of such areas involves is the pressure of man, not only inside the conservation area, but in the surrounding areas as well. In Colombia's particular case, the armed conflict, illegal drug trade and poverty, play an important role in the degradation and loss of diversity within the National System of Protected Areas of the country.

Key words

Protected areas, conservation, biodiversity.

INTRODUCCIÓN

La mayor parte de las primeras áreas protegidas se establecieron en cuencas hidrográficas que aseguraban la provisión de agua para la agricultura y los asentamientos urbanos, o como lugares escénicamente atractivos (PRIMACK *et al.*, 2000). Históricamente las primeras reservas se concentraron en paisajes de gran calidad estética y atractivos para el turismo en lo que se ha denominado "tierras sin valor" (MENDEL & KIRKPATRICK, 2002). De acuerdo con esto las reservas naturales están desproporcionadamente localizadas en las elevaciones más altas y en los suelos menos fértiles, mientras que los paisajes más productivos ocurren ampliamente en tierras privadas y productivas (HANSEN & ROTELLA, 2002).

Lo anterior se evidenció claramente en Tasmania, donde hasta 1970 había una tendencia al establecimiento de parques nacionales usando los criterios de alto valor estético y bajo valor del recurso primario. Actualmente, las razones para el establecimiento y extensión de las reservas en este país han sido la conservación de la naturaleza y la preservación de la vida silvestre (MENDEL & KIRKPATRICK, 2002). Consecuentemente la mayor valoración de la biodiversidad ha llevado a la localización no aleatoria de muchas de las reservas naturales del mundo (HANSEN & ROTELLA, 2002).

Gran parte de las estrategias de conservación (*ex situ*) practicadas actualmente, se han concebido bajo la percepción de impedir la pérdida de la diversidad ocasionada por la deforestación de los trópicos o la desaparición de hábitats donde residen especies de "interés" y donde es necesario la preservación de procesos evolutivos (EDWIN, 1991). Es así, que la selección de áreas a proteger está frecuentemente basada en la presencia de una o más especies amenazadas, o de regiones con una alta diversidad de especies como es el caso de los bosques tropicales, o con elevadas proporciones de especies endémicas (SOULÉ, 1991).

Lastimosamente, en un mundo superpoblado, con recursos naturales y financieros limitados, deben establecerse prioridades para lograr la conservación de la diversidad biológica. Aunque se podría argumentar que ninguna especie o comunidad debiera perderse, la realidad es que se están

perdiendo todos los días y que no existen suficientes recursos disponibles para salvarlas a todas. El desafío real radica en encontrar formas de minimizar las pérdidas en un ambiente contando con recursos financieros y humanos limitados. Algunos criterios utilizados para establecer las prioridades de conservación son: **Especies únicas** (una comunidad biológica compuesta fundamentalmente por especies endémicas raras tienen mayor prioridad de conservación que una dominada por especies de amplia distribución), **Grado de amenaza** (las especies en peligro de extinción y las comunidades biológicas amenazadas con la destrucción inminente también tienen prioridad) y **Utilidad** (especies con valor actual o potencial para los humanos) (PRIMACK *et al.*, 2000).

CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE ÁREAS

Escalas de protección

La magnitud de las amenazas sobre la biodiversidad, está nivelada con los limitantes financieros, técnicos y de recursos físicos disponibles para su conservación. Esfuerzos previos para formalizar el proceso de establecimiento de prioridades de conservación se han concentrado tradicionalmente en dos escalas, la global (o continental) y la local; y actualmente, se presenta un nuevo criterio, el de mesoescala.

Escalas globales

Los esfuerzos globales se han enfocado en documentar patrones de biodiversidad a nivel mundial "*hotspots*" o delinear ecorregiones con importantes elementos de biodiversidad para que los esfuerzos de conservación puedan ser concentrados allí (SPECTOR, 2002). Dentro de una escala global y con el ánimo de ayudar a establecer prioridades de conservación, la UICN, el *World Conservation Monitoring Center*, *Birdlife International* y otros organismos han intentado identificar áreas clave para la preservación que contengan una gran diversidad biológica, altos niveles de endemismo y que están bajo la amenaza inmediata de extinción de especies y destrucción del hábitat (PRIMACK *et al.*, 2002). Utilizando estos criterios MYERS *et al.*, (2000) identificó 25 áreas clave (*hotspots*) a nivel mundial teniendo en cuenta la extensión y porcentaje de hábitat primario remanente y el número total y el porcentaje de endemismo para aves, mamíferos, reptiles, anfibios y plantas. En Colombia se presentan dos de estas áreas, **Andes Tropicales** (departamentos de Norte de Santander, Antioquia, Santander, Boyacá, Cundinamarca, Caldas, Risaralda, Huila y Tolima, excepto el Valle del Río Magdalena) y **Chocó - Darién - Occidente Ecuatoriano** (departamentos de Chocó, Valle, Valle del Cauca y Nariño).

Otra de estas perspectivas, es la conducida por *Bird Life International* que ha identificado en Colombia algunas localidades y regiones con concentraciones de aves con rangos restringidos de distribución, llamadas EBA (*Endemic Bird Areas*). De acuerdo con STATTERSFIELD *et al.*, (1998), en Colombia se presentan 14 áreas de éstetipo (Tabla 1).

Tabla 1. Áreas de Endemismo de Aves en Colombia (STATTERSFIELD *et al.*, 1998), las ERR para Colombia fue determinado a partir de SALAMAN *et al.*, (2000).

Área	Rango altitudinal	Área (Km ²)	ERR Total/Col	Categoría
Tierras Bajas del Darién (Colombia - Panamá)	0-1000	61000	13/13	Crítica
Tierras Altas del Darién (Colombia - Panamá)	700-2300	3000	16/15	Alta
Región Caribeña (Colombia - Venezuela)	0-1000	89000	12/8	Urgente
Montañas de Santa Marta	600-5200	1100	22/22	Urgente
Tierras Bajas del Nechí	0-1500	58000	12/12	Crítica
Andes Orientales (Colombia - Venezuela)	1000-4000	85000	34/32	Crítica
Valles Interandinos	200-1700	31000	4/4	Alta
Laderas de los Valles Interandinos	1000-2500	48000	17/17	Crítica
Chocó (Colombia - Ecuador)	0-3800	100000	62/62	Urgente
Norte Central de los Andes (Colombia - Ecuador)	1500-3700	36000	9/9	Crítica
Páramos de los Andes Centrales (Colombia - Ecuador - Perú)	2000-5000	32000	11/7	Urgente
Este de los Andes Peruanos (Colombia - Ecuador - Perú)	800-2200	28000	17/10	Alta
Orinoco - Negro (Brasil - Colombia - Venezuela)	0-500	62000	12/10	Alta
Alto Amazonas - Tierras Bajas de Napo (Brasil - Colombia - Ecuador - Perú)	0-600	130000	10/5	Alta

ERR: Especies de Aves de Rango restringido a Colombia.

Total: Especies de Aves de Rango restringido para toda el EBA.

Col: Especies de Aves de Rango restringido presentes en Colombia.

Dentro de las 14 áreas de endemismo de aves en Colombia, en la categoría de prioridad crítica y alta para la conservación se encuentran 5 áreas respectivamente, y 4 cuentan con categoría de urgente. Las 5 áreas críticas (Tierra Bajas del Darién, Tierras Bajas del Nechí, Andes Orientales, Laderas de los Valles Interandinos y Norte Central de los Andes) cuentan con algún tipo de representación dentro del Sistema de Parques Nacionales. Por lo contrario, un área de alta prioridad para la conservación como son los Valles Interandinos poco están representados dentro del sistema nacional de parques.

Escalas locales

El Ministerio de Medio Ambiente colombiano (1996) asegura que la experiencia histórica muestra que la mejor forma de conservar el patrimonio natural y los recursos naturales renovables amenazados es mediante la

alinderación y declaración de Áreas Protegidas Estrictas mediante la designación de categorías de manejo pertenecientes al Sistema de Parques Nacionales Naturales. Esta estrategia busca proteger una proporción significativa de ecosistemas, provincias, distritos biogeográficos, hábitats, biomas y unidades ecológicas existentes y con el fin de mantener poblaciones genéticamente viables, representativas del mayor número de especies de flora y fauna silvestre, y en particular de proteger la alta diversidad biológica que caracteriza el territorio nacional. Se han establecido 46 unidades de conservación adscritas al Sistema de Parques Nacionales Naturales, que en conjunto abarcan una superficie superior a nueve millones de hectáreas, es decir, el 7,8% del territorio de esta nación.

Mesoescala

Por otra parte, recientemente los conservacionistas se han enfrascado en un nivel de mesoescala para la identificación de áreas prioritarias para la conservación. Bajo éste concepto SPECTOR (2002) sugiere que la búsqueda de regiones con ensambles en intercepciones de regiones biogeográficas es una estrategia que complementa esta aproximación. Las grandes áreas formadas por intercepciones de regiones biogeográficas de alta betadiversidad de especies y hábitats, conducen a excepcionales niveles de riqueza de especies y crean la oportunidad de encontrar el éxito de representatividad y complementariedad del sistema de áreas protegidas. Además, la protección de áreas de intercepción biogeográficas puede también proveer a largo plazo beneficios sobre la biodiversidad por la conservación de procesos evolutivos como son la especiación y coevolución (SPECTOR, 2002).

Las intercepciones biogeográficas son los rasgos dominantes de los paisajes de todas las regiones del mundo. En Sudamérica por ejemplo, las regiones de contacto entre los bosques de montaña con la cuenca Amazónica y en las regiones Andinas rodeadas por bosques de las costas Pacífica y Caribe en Colombia (SPECTOR, 2002). En especial en Colombia, donde se han identificado de acuerdo con HERNÁNDEZ *et al.*, (1992) una amplia variedad de regiones biogeográficas, este concepto debería ser analizado con más detalle.

Representación y complementariedad

En la actualidad muchas naciones se han dedicado a implementar sistemas de reservas naturales como estrategia para la conservación de la biodiversidad (MYERS *et al.*, 2000). En éste contexto, un importante criterio para la selección del sistema de reservas es que estas representen o contengan un rango completo de la biodiversidad de la región de interés

(MARGULES & PRESSEY, 2000). De acuerdo con estos dos autores la operatización del principio de representación en el diseño del sistema de reservas requiere al menos de seis consideraciones:

- Identificación de especies, tipos de vegetación, u otras mediciones, o uso de mediciones sustitutivas para la biodiversidad en general.
- Cuantificación del éxito de representación para estos rasgos.
- Síntesis y análisis de datos apropiados de los patrones de distribución y abundancia para la selección de características de biodiversidad.
- Evaluación del éxito de representación por el cual la reserva existe.
- Identificación de sitios adicionales para incluir en el sistema de reservas para completar el éxito.
- Consideración de importantes limitantes económicos, sociales y políticos en la localización de la reserva.

El método de complementariedad se ha utilizado en varios países como una herramienta para el diseño de planes de conservación (DOBSON *et al.*, 1997; MARGULES & PRESSEY, 2000) y busca asegurar que cada una de las especies consideradas esté representada en la selección del sistema de reservas por lo menos en algún número de ocurrencias predefinido (RODRIGUES & GASTON, 2002). Conociendo que los recursos disponibles para la conservación son limitados, este método ayuda con una alta eficacia a la preservación de la biodiversidad a un mínimo costo (usualmente en una mínima área) al identificar un conjunto de sitios que son complementarios en términos de composición biológica (RODRIGUES & GASTON, 2002), aunque presenta algunos problemas como:

- Las especies con distribución restringida tienen un efecto desproporcionado en el número e identidad de celdas seleccionadas. La situación más extrema ocurre cuando especies cuyos rangos ocupan celdas únicas imponen la selección de esos sitios particulares como celdas irremplazables.
- No todas las especies de rango restringido son igualmente importantes.
- Algunas especies presentan "rarezas aparentes" en el área de estudio porque son errantes, marginales en su rango o han sido introducidas, y son esencialmente irrelevantes para la planeación de la conservación en una región.

Enfoque sobre las especies para la selección de áreas

La identificación de áreas de alta prioridad de conservación es el primer paso en el desarrollo de planes de supervivencia para especies individuales. Es por esto que en muchas ocasiones los esfuerzos de conservación pueden dirigirse hacia especies carismáticas. Muchos parques nacionales

han sido creados para proteger éstetipo de megafauna que atrae la atención del público y que tiene valor simbólico y es crucial para el ecoturismo. A menudo estas especies carismáticas sirven como "sombriilla" para proteger miles de otras especies que constituyen las comunidades y mantienen los procesos ecosistémicos (PRIMACK *et al.*, 2002).

Este enfoque sobre las especies ha conducido al desarrollo de varios conceptos relacionados con la utilización de éstas dentro de los mecanismos de protección, conservación y restauración de áreas y hábitats siendo común encontrar algunos conceptos como el de especies sombrilla, bandera, indicadoras y focales. Para una aproximación conceptual a estos términos ver CARO & O'DOHERY (1998).

Especies indicadoras

La biodiversidad es un criterio comúnmente utilizado para la selección de reservas, y reservas potenciales pueden ser evaluadas por múltiples niveles de diversidad biológica y diversidad comunitaria (NOSS, 1990 citado en CHASE *et al.*, 2000). Estas evaluaciones serían simplificadas si los investigadores identificaran de una manera relativamente fácil medidas indicadoras de la biodiversidad. Una aproximación comúnmente utilizada es la de especies indicadoras definidas como "un organismo cuyas características, tales como presencia o ausencia, densidad poblacional, dispersión, éxito reproductivo, son usadas como un índice de atributos también difíciles, inconvenientes, o costosos de medir" (LANDRES *et al.*, 1988). Algunas experiencias internacionales plantean las bondades y problemáticas para la implementación de esta metodología para la caracterización de la biodiversidad y su utilización como criterio para la definición y diseño de áreas de reserva.

En hábitats costeros del sur de California, CHASE *et al.* (2000) evaluaron si existe una asociación entre la presencia de una especie como potencial indicadora y la riqueza y composición de especies de la comunidad de aves y mamíferos (40 especies de aves y mamíferos pequeños, incluyendo 11 especies de interés para la conservación) presentes en esta región. Encontraron que de las pocas especies asociadas con la riqueza de las mismas, algunas estuvieron asociadas con una riqueza de especies alta y otras baja. Las especies de interés para la conservación no estuvieron frecuentemente más asociadas con la riqueza de especies que las especies comunes, además, no encontraron una relación consistente entre la riqueza de especies entre diferentes taxones. En síntesis, sus resultados sugieren que los esfuerzos para la conservación de las aves y mamíferos pequeños en esta región no se deberían enfocar exclusivamente en las especies raras ni en las localidades con mayor riqueza de especies, sino que deberían

enfocarse en un grupo diverso de especies que son representativas del rango de variación en las comunidades que se encuentran en estos hábitats.

Dentro de los vertebrados, las aves han sido utilizadas como un buen indicador de la diversidad de una comunidad (HAYES, 1996). MIKUSINSKI *et al.*, (2001) analizaron la utilidad de las especies de aves carpinteras (familia Picidae) en la predicción de la diversidad de otras aves de bosque en Polonia. Al examinar sus resultados encontraron una relación positiva entre la riqueza de especies de aves carpinteras y el número de otras especies de aves de bosque, esta relación varió para tres regiones polacas. Sus resultados determinaron lo útil de los carpinteros como un indicador de la diversidad del bosque. Sin embargo, el uso de un simple taxón como indicador de la riqueza de especies de otros organismos debe ser hecha con gran precaución por la implicación que tiene esto sobre todo el hábitat.

Las especies indicadoras también han sido utilizadas como una herramienta potencial para definir la calidad del hábitat. Debido a que las rapaces se encuentran en la parte más alta de la cadena trófica y necesitan amplios rangos de hábitats, RODRÍGUEZ-ESTRELLA *et al.*, (1998) evaluaron este grupo de aves como un indicador de los cambios ambientales asociados a diversos usos de la tierra en hábitats de la Baja California. Encontraron que las rapaces no son un buen indicador de los cambios ambientales, debido a que estas aves están adaptadas a los hábitats modificados por los humanos. Además, la abundancia de algunas especies en cercanías de campos agrícolas y suburbanos está asociada con la disponibilidad de alimento que encuentran tanto en carroña como en pequeños vertebrados e invertebrados. De igual manera los murciélagos han sido investigados como indicadores del grado de perturbación en diversos hábitats en México (MEDELLÍN *et al.*, 2000). Con respecto a las correlaciones entre algunas de las variables evaluadas y la riqueza y abundancia de las especies estudiadas los resultados no han sido muy alentadores pero ofrecen un primer avance en la evaluación del valor de un área para la conservación.

En Borneo, MEIJAARD & NIJMAN (2003), utilizaron primates para establecer áreas prioritarias para la conservación, y encontraron que debido a problemas en las escalas en la que se presenta la información sobre los patrones de distribución de este grupo comparada con las de otros grupos, éstos no son adecuados para identificar áreas de riqueza de especies en general. TOGNETTI (2005) utilizó cuatro grupos indicadores de mamíferos (Especies listadas por la IUCN, Especies geográficamente raras, Especies bandera y Grandes mamíferos) y determinó, que es mejor la utilización de estos criterios que la selección aleatoria de áreas para representar toda la diversidad de mamíferos terrestres de Suramérica y Brasil.

Algunos de los problemas para la utilización de especies indicadoras es la carencia de trabajos taxonómicos entre los grupos más diversos, el

comportamiento de la especie indicadora puede llegar a ser contrario a lo que se esperaba (la especie no reacciona ni se comporta de acuerdo a lo planteado); y en algunos casos la carencia de sensibilidad del indicador, no refleja las variaciones del ambiente (LINDENMAYER *et al.*, 2000). Algo todavía más importante es que la riqueza o grado de endemismo de un grupo taxonómico para una región no coincide necesariamente con los de otros grupos (KERR, 1997).

Especies sombrilla

Debido a la escasez de recursos, la práctica de la biología de la conservación se reduce a menudo a medidas dirigidas a una sola especie con la esperanza de que esto beneficie simultáneamente a otras especies de la misma comunidad. Por lo tanto esas "especies sombrilla" deben tener requerimientos de hábitat similares a los de las otras especies, mientras que sus necesidades espaciales deben ser mayores, este concepto se aplica en manejo a menudo, sin embargo rara vez es probado antes (SUTER *et al.*, 2002).

Es por esto que SUTER *et al.* (2002) evaluaron en Italia si *Tetrao urogallus* es útil como especie sombrilla analizando relaciones entre la ocurrencia de esta especie con la diversidad de aves y si ambos estaban asociados con los mismos parámetros de estructura del hábitat. En sus análisis no encontraron relación entre la ocurrencia de *T. urogallus* y la riqueza de especies, o para la abundancia de todas las especies o para las especies que se distribuyen sin preferencia altitudinal, por lo tanto esta ave no es un buen indicador de toda la diversidad de aves.

Por otra parte, la abundancia y riqueza de especies de aves que están más o menos restringidas a bosques subalpinos, y al mismo tiempo, están en la lista roja fue considerablemente mayor en las parcelas donde se registró esta especie. Esto a su vez está estrechamente ligado con las características estructurales de estos hábitats que favorecen a dichas especies. Por tanto, esta especie puede ser una especie sombrilla útil, por lo menos para la conservación de la biodiversidad de aves presentes en la lista roja (SUTER *et al.*, 2002).

Especies bandera

El concepto de especie bandera, es al menos una extensión de la idea de especie sombrilla que en este caso ha sido restringida para incluir ciertos grupos (por ejemplo, grandes mamíferos). Una razón para seleccionar especies grandes es porque se espera que estas representen mejor la biodiversidad para la conservación, ya que generalmente poseen amplios

rangos de hábitat (u otros requerimientos de hábitat complementarios), los cuales pueden luego abarcar hábitats de muchos otros organismos.

WILLIAMS *et al.* (2000), evaluaron las consecuencias de seleccionar áreas para la protección en África usando especies banderas de acuerdo al criterio anteriormente mencionado y que mejor representaran la riqueza de especies de aves residentes y mamíferos. Estos investigadores demostraron que la selección de áreas a partir de las seis especies bandera de los ecologistas (elefante, rinoceronte, gorila y chimpancés) y las seis más atractivas para los turistas (león, búfalo, elefante, etc.) no es significativamente mejor para la representación de la diversidad que escoger las áreas al azar. Por otra parte otro grupo de animales (ratas silvestres, murciélagos y una ave) representan significativamente mejor la diversidad de aves y mamíferos de este continente. Esto se debe a que los grupos seleccionados para representar la diversidad ocurren en diferentes ecorregiones, y poseen poca superposición en su distribución y alta complementariedad ecológica. A otra escala espacial pero en este mismo continente, BERGER (1997) evaluó la utilidad del rinoceronte negro como especie bandera para la conservación de seis especies de grandes herbívoros (jirafas, avestruces y gacelas), sus resultados identificaron que las necesidades de hábitat del rinoceronte no tiene un efecto sombrilla sobre las de las poblaciones evaluadas, ya que éstas están condicionadas por características ambientales como la precipitación que las obliga a migrar, mientras que el rinoceronte no lo hace.

Especies focales

Para evitar mayores pérdidas de especies en paisajes utilizados para actividades productivas como la agricultura, la ganadería y el pastoreo, es necesario determinar la composición, cantidad y configuración de elementos del paisaje que se requieren para satisfacer las necesidades de las especies presentes. LAMBECK (1997) propuso un enfoque multiespecífico para definir los atributos requeridos para satisfacer las necesidades de la biota en un paisaje y los regímenes de manejo que deben ser aplicados. El enfoque se basa en el concepto de las especies sombrilla, de las que se piensa que sus requerimientos engloban a las necesidades de otras especies.

El concepto identifica una serie de "especies focales", cada una de las cuales se utiliza para definir distintos atributos espaciales y de composición que deben estar presentes en un paisaje, así como sus requerimientos adecuados de manejo. Todas las especies consideradas en riesgo se agrupan de acuerdo con los procesos que amenazan su persistencia. Estas amenazas pueden incluir pérdida de hábitat, fragmentación de hábitat, invasión de hierbas y fuego. Dentro de cada grupo, se utiliza a la especie más sensible a la amenaza para definir el nivel mínimo aceptable en que la amenaza ocurre. Para cada parámetro relevante del paisaje, se utiliza a la

especie con los mayores requerimientos para ese parámetro para definir su valor aceptable mínimo. Debido a que se seleccionan las especies más demandantes, un paisaje diseñado y manejado para satisfacer sus necesidades abarcará los requerimientos de todas las demás especies (LAMBECK, 1997).

Algunas de las críticas a esta aproximación han sido realizadas por LINDENMAYER *et al.*, (2002) quienes en primer lugar consideran que la base teórica que sustenta al planteamiento de la especie focal es problemática, debido a que esta aproximación parte de una estrategia sustitutiva basada en un taxón; se piensa que un conjunto de especies focales actúa como un elemento sustitutivo de otros elementos de la biota. Sin embargo, las estrategias sustitutas basadas en un taxón tienen éxito limitado donde han sido aplicadas. En segundo lugar, el planteamiento de especie focal puede no ser adecuado para la instrumentación práctica, principalmente por la falta de datos para guiar la selección de un conjunto de especies focales en la mayoría de los paisajes (LINDENMAYER *et al.*, 2002).

A estas críticas LAMBECK (2002) respondió que muchas de las “deficiencias” de la aproximación a las especies focales no son el problema único de este método, ellos reflejan las limitaciones de la ciencia en general, no de esta aproximación en particular. Además, la aproximación a las especies focales fue desarrollada en respuesta a las limitaciones de los principios generales que expone LINDENMAYER *et al.*, Y que aunque hay dificultades en la responsabilidad de la aplicación pura de esta aproximación, muchos han encontrado que esta provee una constructiva aproximación para orientar los problemas de conservación en paisajes fragmentados (LAMBECK, 2002).

Utilizando la aproximación de especies focales BANI *et al.*, (2002) planearon un sistema de redes ecológicas de zonas boscosas para una área en Lombardia, Italia. Plantearon el uso de especies focales debido a que incluyen necesidades estructurales y funcionales de comunidades ecológicas enteras. Con este fin, seleccionaron un paisaje a conservar y las especies focales (aves y mamíferos carnívoros) adecuadas para esta tarea. Con este método produjeron “mapas de sostenibilidad” para sus especies focales de zonas boscosas en los cuales se pueden diseñar corredores ecológicos que conectan áreas núcleo usando los mejores hábitats disponibles en la matriz. Estos corredores potenciales son una guía útil para la implementación de redes ecológicas regionales. Bajo este tipo de lineamientos, WATSON *et al.*, (2001) plantearon el manejo de fragmentos boscosos en Australia, lastimosamente las necesidades de las especies focales que identificaron superaban la oferta de hábitat de las localidades evaluadas.

Análisis de gaps o vacíos

Una manera de evaluar la efectividad de los programas de conservación de ecosistemas y comunidades es contrastar las prioridades de biodiversidad con las áreas protegidas existentes y propuestas (diversos autores citados en PRIMACK *et al.*, 2000). Este contraste permite identificar gaps o vacíos en la preservación de la biodiversidad que necesitan designarse como nuevas áreas protegidas. A nivel nacional o regional, la diversidad biológica es protegida más eficientemente cuando los tipos de ecosistemas más importantes están incluidos en un sistema de áreas protegidas.

Al respecto ANDELMAN & WILLIG (2002) mencionan que aunque el sistema de reservas existente en Paraguay puede ser adecuado para la protección de especies comunes y abundantes de murciélagos, son requeridos sitios adicionales para proteger especies raras de este grupo, debido que estas son típicamente más propensas a la extinción. Asegurar la protección de estos nuevos sitios es prioritario para la conservación de la biodiversidad en este país.

A partir de estos principios y con el fin de identificar tipos de vegetación carentes de protección y establecer los lugares potenciales para ello dentro de las unidades de conservación de los nueve Estados del Amazonas Brasileiro, FEARNSIDE & FERRAZ (1995) construyeron y digitalizaron mapas de vegetación en los que identificaron 28 tipos de vegetación natural en áreas protegidas y semi-protegidas tales como las reservas Amerindias y forestales, luego estos mapas fueron superpuestos utilizando Sistemas de Información Geográficos. La localización y selección de las nuevas áreas a conservar se hizo utilizando un criterio mínimo de proteger al menos un ejemplar de cada tipo de vegetación en cada Estado. Entre sus resultados encontraron que hay pocas áreas protegidas en los Estados más deforestados a lo largo del borde sud-oriental de la selva. Por ejemplo en Maranhao, donde hasta 1990 se había perdido el 60% de la selva original, sólo 1 de los 10 tipos de vegetación se encuentra protegido. A partir de sus resultados estos autores recomendaron que el primer objetivo para alcanzar una adecuada representación de la flora brasileña debería ser la creación de un sistema de reservas que proteja muestras de cada tipo de vegetación en cada uno de los Estados brasileños.

Los estudios de especies migratorias son especialmente relevantes para detectar deficiencias en los sistemas de áreas protegidas. POWELL & BJORK (1995, 2000) por medio del uso de radiotelemetría supervisaron los movimientos estacionales de una ave migratoria altitudinal (*Pharomachrus mocinno*) en mesoamérica. Determinaron que durante tres años estas aves siguieron una migración local complicada que conectó cuatro biomas

montañosos. El uso de esta especie como indicador, reveló que la configuración del complejo de reservas de Monteverde en las montañas Tilaran, en el centro oeste de Costa Rica, carecía de una distribución de hábitat suficiente para conservar la biodiversidad montana. A partir de estos resultados propusieron que los hábitats críticos usados a lo largo de los ciclos anuales de las especies clave deben ser identificados y protegidos adecuadamente.

Los vacíos en los hábitats que componen una reserva pueden evidenciarse especialmente cuando estas están localizadas en paisajes fríos, secos e infértiles, que pueden no ser suficientes para proteger su biodiversidad, ya que las especies que habitan en ellas pueden también requerir paisajes más favorables, con climas más moderados, suelos fértiles y agua disponible por fuera de la reserva en áreas vecinas; el problema se configura cuando los paisajes favorables han sido convertidos en tierras privadas y su uso es intenso. El uso intenso del suelo por fuera de las reservas tiene una influencia negativa sobre la biodiversidad de estas zonas ya que puede reducir la viabilidad de especies que habitan cerca de las reservas y que interactúan con las poblaciones residentes en estas (HANSEN & ROTELLA, 2002). En especial en nuestro país, el manejo inadecuado de las áreas amortiguadores en los parques nacionales puede tener efectos negativos sobre la diversidad del interior de los mismos.

En el caso de las aves acuáticas, que poseen especies que tienen dinámicas poblacionales que requieren del uso de múltiples humedales, deben ser tenidas en cuenta para la planeación de la conservación, en donde la investigación y el manejo deben desarrollarse en escalas temporales de largo plazo y en grandes áreas (HAIG *et al.*, 1998).

Lastimosamente, PRENDERGAST *et al.*, (1999) mencionan que los análisis de vacíos han sido poco utilizados por los encargados de planificar y manejar las áreas de reserva en todo el mundo, debido a problemas relacionados con su desconocimiento, bajos niveles de financiamiento y carencia de entendimiento sobre su propósito.

Establecimiento de áreas protegidas con información limitada

En muchos países o regiones del mundo no se cuenta con la información necesaria para la identificación de centros de diversidad biológica y por lo tanto no se han establecido áreas de reserva acordes con criterios de conservación de la biodiversidad. Al respecto PRIMACK *et al.*, (2000) sugieren la necesidad del establecimiento de grupos de evaluación rápida para la designación de áreas protegidas que abarquen comunidades biológicas ricas en especies endémicas poco representadas en otras áreas, que contengan especies amenazadas y que posean recursos de uso potencial para la gente.

Debido a la escasa información acerca de la biodiversidad en Nicaragua, su Ministerio de Recursos Naturales y Medio Ambiente identificó áreas prioritarias de conservación a partir de la proporción de áreas naturales decretadas en cada región biogeográfica y en la distribución de aves de bosque con una alta probabilidad de extinción. Para esto GILLESPIE (2001) evaluó el riesgo de extinción de la avifauna de toda la nación a partir de las características ecológicas de las especies; luego, superponiendo los mapas de distribución y nivel de amenaza, determinó cuáles áreas deberían ser prioritariamente conservadas. Sus resultados establecieron que las regiones Central y Atlántica tienen una alta prioridad de conservación en escala global, mientras que la región Atlántica tiene la más alta prioridad nacional.

Para Colombia TERBORGH & WINTER (1983) a partir de un análisis de los patrones de distribución de 156 especies de aves endémicas (especies con rangos de distribución menores de 50.000 Km²) determinaron una serie de localidades donde se daba una alta concentración de estas especies. Estas localidades ubicadas en la base occidental de los Andes en la frontera con Ecuador, la base occidental de los Andes en el departamento del Valle, los Andes occidentales entre los departamentos de Cauca y Caldas, las elevaciones medias de la Sierra Nevada de Santa Marta, la Serranía del Baudó, el remate de la cordillera Central y las adyacentes tierras bajas húmedas de Antioquia, deberían ser protegidas para la conservación de la riqueza de especies endémicas de Colombia.

A una escala mucho mayor FJELDSA & RAHBECK (1997) examinaron la riqueza de especies de aves y endemismo de Sudamérica con el fin de determinar algunas implicaciones para el diseño de una red de reservas naturales. Utilizando el *software* *WORLDMAP* compararon los datos de distribución de 1.114 especies de familias de aves neotropicales dependientes de bosque primario con la distribución de áreas protegidas existentes. Este estudio que fue realizado para todo el continente fue complementado con estudios detallados de los Andes, por ser considerada como el área más importante para la evolución de nuevas especies. Para Colombia encontraron por ejemplo, que para cubrir dentro del sistema de reservas nacionales a la familia Trochilidae deben ser incluidas dentro de estas las montañas de Perijá, la Costa Caribe y el Este de los Andes.

En una perspectiva local CASTAÑO (2001) priorizó la conservación de algunas áreas en la franja costera de la Península de la Guajira en Colombia, utilizando un índice que conjugaba los patrones de distribución biogeográfica de las aves de esta región y la riqueza de especies presentes en diversas

localidades. Sus resultados sugerían la prioridad de incluir dentro de las áreas protegidas otras localidades, diferentes al ya existente Santuario de Fauna y Flora de los Flamencos, para alcanzar la mayor cobertura de conservación de la diversidad de aves en esta región de endemismo suramericana.

PROBLEMÁTICAS DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS

Áreas protegidas y actividades antrópicas

La mayoría de los conflictos que afrontan las reservas naturales en países del tercer mundo hacen referencia a problemas relacionados con la cacería y comercio de vida silvestre, a los asentamientos humanos y sus relaciones consuntivas sobre los recursos naturales, la perturbación y transformación de los hábitats, y hasta del ecoturismo (CASTAÑO, 2001; RAO *et al.*, 2002). Otros autores han examinado cómo la alteración y destrucción de los hábitats remanentes productivos por fuera de las reservas naturales coloca en una posición de terrible amenaza a muchas poblaciones silvestres que habitan en las reservas (HANSEN & ROTELLA, 2002).

Aun más, PARK & HARCOURT (2002) examinaron cuantitativamente la interacción entre el tamaño de 13 parques nacionales del oeste de Estados Unidos y la densidad humana de sus alrededores con sus efectos relativos en la extinción de mamíferos grandes. Las tasas de extinción de mamíferos grandes se correlacionaron significativamente con la densidad humana local, pero no con el área del parque. Estos resultados enfatizan de manera conjunta que:

- Los procesos que ocurren fuera de los límites de una reserva pueden inesperadamente afectar de manera intensa a las especies de la reserva;
- Las reservas pequeñas podrían sufrir una amenaza doble no solo por su tamaño, sino también por su situación en ambientes circundantes especialmente adversos; y
- Las reservas pequeñas podrían sufrir efectos de borde más intensos y ser más aisladas que las reservas grandes. Si es así, la conservación necesita incorporar esta relación en sus modelos y en la toma de decisiones para el manejo.

En otras regiones del mundo como es Myanmar, las reservas naturales también presentan serios problemas con altos niveles de deforestación, cacería sin restricción y prácticas agrícolas destructivas que han ocasionado

disminuciones en la vida silvestre y la rápida pérdida de hábitats naturales. Las siguientes recomendaciones sintetizan los requerimientos para un efectivo sistema de protección de áreas en Myanmar (RAO *et al.*, 2002):

- Construcción de la capacidad técnica del grupo de protección de áreas para el manejo de éstas tanto con la comunidad forestal y en las zonas de amortiguamiento;
- Involucrar poblaciones locales en el manejo de las áreas protegidas, comunidad forestal y zonas de amortiguamiento;
- Clarificar las restricciones de uso de áreas protegidas en varias categorías;
- Hacer correcciones en los mecanismos de protección de la vida silvestre y en la ley para proteger áreas. Incorporar medidas de la Convención de la Diversidad Biológica y CITES;
- Atender el problema de la cacería para comercio de flora y fauna, que es ampliamente responsable de la disminución de las poblaciones silvestres;
- Implementar un amplio plan de uso de la tierra a nivel nacional que incluya el sistema de áreas protegidas y se enfoque en la estabilización del uso de la tierra;
- Emprender una serie de incentivos económicos y políticos que conduzcan a un uso sostenible de la tierra por fuera de las áreas protegidas; y
- Completar sistemáticamente, investigaciones para la selección de sitios biológicamente significativos para la expansión del existente sistema de áreas protegidas, con el fin de garantizar la utilidad de las reservas para proteger la biodiversidad.

Globalmente, la densidad y tasas de crecimiento de la población humana son desproporcionadamente altas cerca de los *hotspots* de biodiversidad (CINNOTTA *et al.*, 2000; LIU *et al.*, 2003), este hecho amenaza la conservación de estos lugares. Esta aseveración tiene mucho sentido ya que el tamaño de la población humana ha sido una variable predictora del incremento en los porcentajes de amenaza y en el sobrecosechamiento para aves y mamíferos en diversos países (MCKINNEY, 2002). En este mismo sentido, otros análisis acerca de *hotspots* consideran que la destrucción y transformación de los bosques en Colombia ocasionará en algunas áreas críticas como los Andes Tropicales, El Chocó y el Darién extinciones masivas (BROOKS *et al.*, 2002).

Con relación a los bosques tropicales de la región Andina colombiana, se evidencia un incremento en las tasas de deforestación y conversión de éstos; este fenómeno es atribuido en parte a la inestabilidad en los patrones de uso del suelo y a la incertidumbre en la tenencia de la tierra asociada con el conflicto civil violento de esta región. La inestabilidad política en esta región está alentada por un complejo grupo de presiones sociales,

económicas, políticas y de recursos relacionadas con el uso y tenencia de la tierra, producción y procesamiento de cocaína, minería de oro, prospección y producción de oro. Los mayores actores de este conflicto en los Andes son los llamados participantes de la "guerra de drogas" incluidas las fuerzas policíacas y militares de la nación, carteles internacionales de las drogas, campesinos, ganaderos, guerrillas de izquierda, paramilitares de derecha, corporaciones multinacionales y el gobierno de Estados Unidos (DÁVALOS, 2001 citado en DUDLEY *et al.*, 2002).

Es así, que el avance de los cultivos ilícitos hace prioritaria la conservación del sur de los Andes, la parte norte de la Cordillera Occidental, la Sierra Nevada de Santa Marta, las Serranías de Perijá y San Lucas (ÁLVAREZ, 2002).

Y aunque históricamente, las tierras sin dueño creadas por la guerra a menudo protegían la vida silvestre y sus hábitats al limitar las incursiones de humanos y la densidad de poblaciones humanas dentro de los territorios en disputa, las guerras modernas y los conflictos civiles se asocian típicamente con efectos perjudiciales sobre la vida silvestre y sus hábitats (DUDLEY *et al.*, 2002).

Compra de tierras

El establecimiento de áreas naturales protectoras es necesario frecuentemente para la conservación *in situ* de la biodiversidad en hábitats amenazados (SOULÉ, 1991). Es por esto que la adquisición de tierras es uno de los aspectos clave para la conservación de esta y es una empresa multidisciplinaria que requiere de la consideración de fenómenos sociales y naturales (CZECH, 2002).

La compra de tierras es un proceso que no puede estar exento de los principios fundamentales de la ecología y la economía, tales como la amplitud del nicho humano, su escala de la expansión económica y su visión de exclusión competitiva sobre la vida silvestre. Dado que el crecimiento económico es la meta para alcanzar el éxito nacional, la conservación de las tierras no está segura. La conservación de la biodiversidad requerirá de nuevas políticas económicas que deben ser establecidas desde la sostenibilidad más que desde el crecimiento económico (CZECH, 2002).

Dentro de este contexto MCKINNEY (2002) encontró que las naciones ricas destinan más ingreso per cápita para la conservación; este dinero produce una proporción relativa más alta de áreas protegidas y mayor número de reservas. Estas reservas son generalmente pequeñas y solo parcialmente protegidas, esto ocurre quizás porque las naciones ricas tienden a tener

altas densidades poblacionales, lo cual conduce a tener numerosas reservas pequeñas y manejadas activamente. En contraste naciones pobres y menos desarrolladas tienden a tener pocas pero grandes reservas que están designadas como completamente protegidas.

Desde la perspectiva económica, la conservación y protección de áreas tendrá que estar enmarcada en un análisis de costo-eficiencia. Al respecto HAIGHT *et al.* (2002) desarrollaron un sistema de optimización para elegir la estrategia de protección de hábitats que reduce al mínimo el riesgo de extinción de la población de una especie de zorro (*Vulpes mutica macrotis*) conforme a un tope de financiamiento para la adquisición de terrenos de buena y mediana calidad. De esta forma determinaron estrategias de protección costo-eficientes y curvas de riesgo-costo, que mostraban cómo el riesgo de extinción se podría reducir al mínimo costo para niveles de financiación en aumento. Lastimosamente los modelos demográficos de viabilidad poblacional con los que se construyeron estos procedimientos son bastante complejos y se aplican a una sola especie en particular haciendo que los resultados de esta investigación sean en este mismo sentido particulares.

La riqueza económica de las naciones afecta el gasto en conservación que estas realizan en sus reservas, esto es muy importante, debido a que el incremento en la riqueza de la nación conduce a una reducción en los niveles de amenaza porque reduce la demanda por los productos de la vida silvestre, incrementando la educación y el gasto en conservación (MCKINNEY, 2002).

Nuevos aspectos

Nuevas dinámicas en las estrategias de conservación necesitan ser acomodadas a los cambios naturales y a los inducidos en el clima que las evidencias sugieren son inevitables. Por esto la revisión y el diseño del sistema de áreas protegidas debe estar basado en una aproximación a un modelo de Cambio Climático. Recordemos que el cambio climático es mucho más que el sólo cambio en la temperatura, la biodiversidad también se verá confrontada con cambios regionales en los cambios de lluvia, desequilibrio en el balance hídrico, incremento extremo de eventos climáticos y cambios en las oscilaciones de fenómenos como *El Niño* (HANNAH *et al.*, 2002). Criterios de este tipo son evaluados y pretenden mejorar el diseño y selección de reservas en Europa previendo escenarios con cambios climáticos extremos (ARAÚJO *et al.*, 2004).

CONCLUSIONES

Es importante evaluar cómo los conceptos para la selección y establecimientos de áreas de protección se han modificado durante las últimas décadas. Hoy por hoy estas decisiones se rigen bajo conceptos de representación y complementariedad de la biodiversidad, más que por estética y calidad escénica.

Las escalas de conservación también deben ajustarse desde lo político-administrativo; diez de las 14 EBAs identificadas en Colombia también cuentan con territorios en países vecinos como Panamá, Venezuela, Ecuador, Perú y Brasil. Esto nos conduce a pensar que las políticas de conservación no pueden generarse exclusivamente desde una perspectiva nacional sino que por lo contrario deben construirse como región, en este caso América Latina. En un contexto internacional por ejemplo, tanto los rancheros, como los conservacionistas e investigadores de la región fronteriza entre México y Estados Unidos han implementado un programa de conservación basado en el trabajo de la comunidad que depende del monitoreo y la investigación científica que soportan universidades de las dos naciones (CURTIN, 2002).

De igual forma los problemas de estas áreas han evolucionado, ya no tan sólo se habla de problemas de deforestación, asentamientos humanos, transformación de hábitats, cacería y comercio de especies silvestres, etc. Se ha dado paso a problemas relacionados con elementos del paisaje, áreas de las reservas, densidad poblacional vecina, cambio climático y fenómenos sociales como la guerra y el narcotráfico.

La compra de tierras es uno de los aspectos clave para la conservación y se debe asumir como una empresa multidisciplinaria que requiere de la consideración de fenómenos sociales y naturales. Asociada con la riqueza de las naciones y sus necesidades de desarrollo. Por lo tanto, ante los conflictos de nuestra nación la adquisición de tierras para la conservación puede agravar conflictos sociales, además la administración y manejo de estas áreas sobrepasa en la mayoría de los casos la capacidad de las entidades del Estado encargadas para ello.

En síntesis, Colombia necesita de la construcción de un sistema de reservas que cumpla con los criterios de representación y complementariedad de su biodiversidad. Para esto seguramente será necesario el establecimiento de nuevas áreas que cubran los vacíos del actual Sistema de Parques Nacionales Naturales. Para ello se deberán establecer claramente los mecanismos y metodologías a utilizar para priorizar las áreas a seleccionar. Después de revisar algunos de estos métodos, considero que lo mejor y más sano para un país pobre como el nuestro, no es correr hacia el desarrollo de procedimientos complejos y costosos que se desarrollan en los países del primer mundo. Lo más aconsejable puede ser la construcción de un sistema

de información de base que permita el desarrollo de modelos propios en los que se puedan tener en cuenta no solo variables acerca de la riqueza de especies, distribución, y amenaza de éstas, sino que también puedan ser alimentados con otras variables como densidad poblacional, tenencia de la tierra, uso del suelo, costo de la tierra, elementos paisajísticos, riqueza hídrica, diversidad étnica, en resumen, con todas las variables que se le pueden calificar a una nación megadiversa.

Por otra parte, Colombia tampoco se puede volver una gran reserva bajo las problemáticas sociales y políticas que afronta la nación. No por tener más reservas se estará garantizando la conservación de la biodiversidad para las generaciones futuras con los actuales modelos de desarrollo y de pobreza que rigen al país. Posiblemente, el primer paso para garantizar la conservación de la biodiversidad se dé cuando nos decidamos a construir una nación bajo principios de equidad.

AGRADECIMIENTOS

A Rosario Rojas Robles y Jaime Vicente Estévez por sus correcciones y sugerencias. A la Universidad de Caldas que me ofrece desde la docencia la oportunidad de contribuir a la investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ, M. D., 2002.- Illicit crops and bird conservation priorities in Colombia. *Conservation Biology*, 16(4): 1086-1096.
- ANDELMAN, S. J. & WILLIG, M. R., 2002.- Alternative configurations of conservation reserves for Paraguayan bats: considerations of spatial scale. *Conservation Biology*, 16(5): 1352-1363.
- ARAÚJO, M. B., CABEZAS, M., THULLER, W., HANNAH, L. & WILLIAMS, P. H., 2004.- Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, 10: 1618-1626.
- BANI, L., BAIETTO, M., BOTTONI, L. & MASSA, R., 2002.- The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, 16(3): 826-831.
- BERGER, J., 1997.- Population constraints associated with the use of Black Rhinos as an umbrella species for desert herbivores. *Conservation Biology*, 11(1): 69-78.
- BROOKS, T. M., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. DA, RYLANDS, A. B., KONSTANT, W. R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G. & HILTON-TAILOR, C., 2002.- Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16(4): 909-923.
- CASTAÑO, G. J., 2001.- Evaluación de la avifauna asociada a humedales

costeros de la Guajira con fines de conservación. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente*, 16: 5-34.

CARO, T. M. & O'DOHERTY, G., 1998.- On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13(4): 805-814.

CHASE, M. K., KRISTAN, W. B., LYNAM, A. J., PRICE, M. V. & ROTENBERRY, J. T., 2000.- Single species as indicators of species richness and composition in California Coastal sage scrub birds and small mammals. *Conservation Biology*, 14(2): 474-487.

CINNOTTA, R. P., WISNEWSKI, J. & ENGELMAN, R., 2000.- Human population density in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404: 990-992.

CURTIN, C. G., 2002.- Integration of science and community-based conservation in the Mexico/U.S. borderlands. *Conservation Biology*, 16(4): 880-886.

CZECH, B., 2002.- A transdisciplinary approach to conservation land acquisition. *Conservation Biology*, 16(6): 1488-1479.

DOBSON, A. P., RODRÍGUEZ, J. P., ROBERTS, W. M. & WILCOVE, D. S., 2002.- Geographic distribution of endangered species in the United State. *Science*, 275: 550-553.

DUDLEY, J. P., GINSBERG, J. R., PLUMPTRE, A. J., HART, J. A. & CAMPOS, L. C., 2002.- Effects of war and civil strife on wildlife and wildlife habitats. *Conservation Biology*, 16(2): 319-329.

ERWIN, L. E., 1991.- An evolutionary basis for conservation strategies. *Science*, 253: 750-753.

FEARNSIDE, P. M. & FERRAZ, J., 1995.- A Conservation Gap Analysis of Brazil's Amazonian Vegetation. *Conservation Biology*, 9(5): 1134-1147.

FJELDSA, J. & RAHBECK, C., 1997.- Species richness and endemism in south american birds: implications for the design of networks of nature reserves. pp. 466-482 (en) LAURANCE W. & R. BIERREGAARD (eds.) *Tropical Forest Remnants. Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press.

GILLESPIE, T. W., 2001.- Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conservation Biology* 15(3): 699-709.

HAIG, S. M., MEHLMAN, D. W. & ORING, L. W., 1998.- Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology*, 12(4): 749-758.

HAIGHT, R. G., CYPHER, B., KELLY, P. A., PHILLIPS, S., POSSINGHAM, H. P., RALLS, K., STARFIELD, A. M., WHITE, P. J. & WILLIAMS, D., 2002.- Optimizing habitat protection using demographic models of population viability. *Conservation Biology*, 16(5): 1386-1397.

HANNAH, L., MIDGLEY, G. F., LOVEJOY, T., BOND, J., BUSH, M., LOVETT, J. C., SCOTT, D. & WOODWARD, F. I., 2002.- Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conservation Biology*, 16(1): 264-268.

HANSEN, A. J. & ROTELLA, J. J., 2002.- Biophysical factors, land use, and species viability in and around nature reserves. *Conservation Biology*, 16(4): 1112-1122.

HAYES, F. E., 1996.- Seasonal and geographical variation in resident

waterbird populations along the Paraguay river. *Hornero*, 14: 14-26.

HERNÁNDEZ, J., HURTADO, A., ORTIZ, R. & WALSHBURGER, T., 1992.- Unidades biogeográficas de Colombia: 105-151 (en) G. HALFFTER (Compilador). *Acta Zoológica Mexicana. La diversidad biológica de Iberoamérica*.

KERR, J. T., 1997.- Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology*, 11(5): 1094-1100.

KINTSCH, J. A. & URBAN, D. L., 2002.- Focal species, community representation, and physical proxies as conservation strategies: a case study in the amphibolite mountains, North Carolina, U.S.A. *Conservation Biology*, 16(4): 936-947.

LAMBECK, R. J., 1997.- Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11(4): 849-856.

LAMBECK, R. J., 2002.- Focal species and restoration ecology: response to Lindenmayer et al. *Conservation Biology*, 16(2): 549-551.

LANDRES, P. B., VERNER, J. & THOMAS, J. W., 1998.- Ecological uses of vertebrate indicator species : a critique. *Conservation Biology*, 2(4): 316-328.

LINDENMAYER, D. B., MANNING, A. D., SMITH, P. L., POSSINGHAM, H. P., FISCHER, J., OLIVER, I. & MCCARTHY, M. A., 2002.- The focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology*, 16(2): 338-345.

LINDENMAYER, D. B., MARGULES, C. R. & BOTKIN, D. B., 2000.- Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14(4): 944-950.

LIU, J., DAILY, G. C., EHRLICH, P. R. & LUCK, G. W., 2003.- Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature*, 421: 530-533.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 1996. *Áreas de protección nacional*. Documento técnico. 32 pp.

MCKINNEY, M. L., 2002.- Effects of national conservation spending and amount of protected area on species threat rates. *Conservation Biology*, 16(2): 539-543.

MARGULES, C. R. & PRESSEY, R. L., 2000.- Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.

MEDELLÍN, R. A., EQUIHUA, M. & M. A. AMIN., 2000.- Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforest. *Conservation Biology*, 14(6): 1666-1675.

MEIJAARD, E. & NIJMAN, V., 2003.- Primate hotspots on Borneo: predictive for general biodiversity and the effects of taxonomy. *Conservation Biology*, 17(3): 725-732.

MENDEL, L. C. & KIRKPATRICK, J. B., 2002.- Historical progress of biodiversity conservation in the protected-area system of Tasmania, Australia. *Conservation Biology*, 16(6): 1520-1529.

MIKUSINSKI, G., GROMADZKI, M. & CHYLARECKI, P., 2001.- Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15(1): 208-217.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. D. A. & KENT, J., 2000.- Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

PARKS, S. A. & HAARCOURT, A. H., 2002.- Reserve size, local human-density, and mammalian extinctions in U.S. protected areas. *Conservation Biology*, 16(3): 800-808.

POWELL, G. V. N. & BJORK, R., 1995.- Implications of intratropical migration on reserve design: a case study using *Pharomachrus mocinno*. *Conservation Biology*, 9(2): 354-362.

POWELL, G. V. N. & BJORK, R., 2000.- Migraciones altitudinales e interconexión de habitats en bosques tropicales: 465-466 (en) PRIMACK et al. (ed.) *Fundamentos de Conservación Biológica*. Fondo de Cultura Económica. México D. F.

PRIMACK, R., R. ROZZI & P. FEINSINGER, 2001.- Establecimiento de Áreas Protegidas: 449-476 (en) PRIMACK et al. (ed.) *Fundamentos de Conservación Biológica*. Fondo de Cultura Económica. México D. F.

PRENDERGAST, J. R., QUINN, R. M. & LAWTON, J. H., 1999.- The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology*, 13(3): 484-492.

RAO, M., RABINOWITZ, A. & KHAING, S. T., 2002.- Status review of the protected-area system in Myanmar, with recommendations for conservation planning. *Conservation Biology*, 16(2): 360-368.

RODRIGUES, A. S. L. & GASTON, K. J., 2002.- Rarity and conservation planning across geopolitical units. *Conservation Biology*, 16(3): 674-682.

RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R., DONÁNZAR, J. A. & HIRALDO, F., 1998.- Raptors as indicators of environmental change in the scrup habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology*, 12(4): 921-925.

ROLSTAD, J., GJERDE, I., GUNDERSEN, V. S. & SAETERSDAL, M., 2002.- Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. *Conservation Biology*, 16(1): 253-257.

SALAMAN, P., CUADROS, T., JARAMILLO, J. G. & WEBER, H., 2001.- *Lista de chequeo de las aves de Colombia*. Sociedad Antioqueña de Ornitología, Medellín, Colombia. 116 pp.

SPECTOR, S., 2002.- Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 16(6): 1480-1487.

SOULE, M. E., 1991.- Conservation: tactics for a constant crisis. *Science*, 253: 744-750.

STATTERSFIELD A. J., CROSBY, M. J., LONG, A. J. & WEGE, D. C., 1998.- *Endemic bird areas of the world. Priorities for biodiversity conservation*. Birdlife Conservation Series No. 7. The Burlington Press (Cambridge). 846 pp.

SUTER, W., GRAF, R. F. & HESS, R., 2002.- Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. *Conservation Biology*, 16(3): 778-788.

TERBORGH, J. & WINTER, B., 1983.- A meted for sitting parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. *Biological Conservation*, 27: 45-58.

TOGNELLI, M. F., 2005.- Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation*, 121: 409-417.

WILLIAMS, P. H., BURGESS, N. D. & RAHBEK, C., 2000.- Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation*, 3: 249-260.

WATSON, J., FREUDENBERGER, D. & PAULL D., 2001.- An assessment of the focal - species approach for conserving birds in variegated landscapes in Southeastern Australia. *Conservation Biology*, 15(5): 1364-1373.