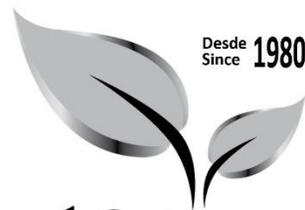




Revista de Ciencias Ambientales (Trop J Environ Sci). EISSN: 2215-3896.
Diciembre, 2003. Vol 26(2): 27-35.
DOI: <http://dx.doi.org/10.15359/rca.26-1.4>
URL: www.revistas.una.ac.cr/ambientales
EMAIL: revista.ambientales@una.cr
Gustavo Induni

Revista de CIENCIAS AMBIENTALES Tropical Journal of Environmental Sciences



Redescubrimiento de las zonas de amortiguamiento

Rediscovery of buffer zones

Gustavo Induni



Los artículos publicados se distribuyen bajo una Creative Commons Reconocimiento al autor-No comercial-Compartir igual 4.0 Internacional (CC BY NC SA 4.0 Internacional) basada en una obra en <http://www.revistas.una.ac.cr/ambientales>, lo que implica la posibilidad de que los lectores puedan de forma gratuita descargar, almacenar, copiar y distribuir la versión final aprobada y publicada (*post print*) del artículo, siempre y cuando se realice sin fines comerciales y se mencione la fuente y autoría de la obra.

REDESCUBRIENDO LAS ZONA DE AMORTIGUAMIENTO

por GUSTAVO INDUNI

RESUMEN:

Se hace una revisión del concepto zona de amortiguamiento con el fin de redescubrirlo como una herramienta de gestión para coadyuvar a la conservación in situ de la biodiversidad. Para ello se discute el problema de la fragmentación del paisaje, sus efectos sobre la biodiversidad y las tres grandes soluciones que han sido sugeridas hasta ahora para enfrentarlo. Además se revisan dos propuestas que utilizan el concepto y se presenta la lógica elemental para sentar las bases de un modelo de gestión que utilice esta herramienta de conservación, de manera que en el futuro pueda ser desarrollado y aplicado a las áreas silvestres protegidas de Costa Rica.

In order to re-discover the concept as a management tool for in situ conservation of biodiversity, a review on the buffer zone is presented. Then landscape fragmentation and its effects on biodiversity are discussed, as well as the three mainly suggested solutions to deal with it. There are also considered two built-on-the-concept proposals and the basic framework to set up in a future a buffer-based management model for Costa Rican protected areas is outlined.

Gustavo Induni, biólogo, es miembro de la Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas en el Sistema Nacional de Áreas de Conservación del Ministerio del Ambiente (ginduni@minae.go.cr).

De acuerdo con Phillips (2003), a lo largo de las últimas tres o cuatro décadas el concepto de área protegida ha sufrido una profunda transformación que se refleja, principalmente, en un mayor número y diversidad de los actores que intervienen en la gestión de dichas áreas, en una escala geográfica y biológica más amplia como marco general para la planificación de los esfuerzos de conservación in situ y en un manejo de las áreas protegidas más abierto a los objetivos del desarrollo socioeconómico como elementos complementarios a los enfoques más tradicionales que persiguen únicamente la protección de la biodiversidad. Es precisamente dentro de este proceso de evolución, sobre todo durante los setentas y los ochentas, cuando aflora el concepto de *zona de amortiguamiento*, impulsado por el programa de la Unesco llamado El Hombre y la Biosfera, que persigue la creación de reservas de la biosfera, que son espacios geográficos donde coexisten -por lo menos en teoría— la conservación y el desarrollo, mediante un esquema de zonificación que busca satisfacer tres objetivos fundamentales: la conservación, la investigación y el desarrollo local, todo ello por medio de tres zonas adyacentes dispuestas en un arreglo concéntrico: la zona núcleo -en el interior-, para la protección estricta de la biodiversidad; la zona de amortiguamiento -intermedia-, destinada a las acciones de manejo que no impliquen extracción, y la zona de transición -en el exterior-, donde se llevan a cabo las actividades de aprovechamiento sostenible (Barzetti 1993: 58).

El concepto original de zona de amortiguamiento, sin embargo, ha sufrido continuas modificaciones hasta nuestros días, como puede constatarse en la diversidad de interpretaciones que reciben éste y otros términos estrechamente relacionados dentro de la literatura técnica sobre el tema. Todo esto, seguramente, ha sido una consecuencia de los problemas que han

enfrentado los administradores y administradoras de las áreas protegidas al tratar de llevar a la práctica esta carismática pero nebulosa idea. Y, al mismo tiempo, estas dificultades han contribuido a que el concepto cada vez reciba menos atención, cayendo poco a poco en el letargo de las cosas que todos repiten aunque nadie las comprenda ni utilice.

La fragmentación y sus efectos

La transformación de los ecosistemas naturales en ambientes alterados por las actividades humanas frecuentemente deja tras de sí una estela de parches con variadas características que representan el hábitat remanente para las especies residentes en cada localidad. Este proceso es conocido genéricamente como *fragmentación del paisaje*, y sus consecuencias negativas, además de los visibles efectos físicos sobre el entorno natural original (*i.e.* compactación del suelo, aumento de la temperatura y modificación de los regímenes hidrológicos, entre otros), resultan particularmente notorias sobre la biodiversidad. Ante esta última es posible distinguir dos grandes tipos de efectos perjudiciales resultantes de la fragmentación (Kattan 2002): por un lado, (1) la reducción de la cobertura boscosa redundante en una disminución del hábitat disponible, tanto en términos de su variedad -al desaparecer algunos tipos particulares de hábitat- como de su extensión total, lo que a su vez reduce el tamaño de las poblaciones silvestres; y, por otro lado, (2) el aislamiento de pequeñas poblaciones en los parches remanentes de hábitat, promoviendo la disminución o desaparición de los flujos genéticos provenientes de la inmigración. Ambos efectos de la fragmentación inciden directamente sobre la vulnerabilidad de las poblaciones silvestres, aumentando la probabilidad general de extinción de la biodiversidad. En este sentido, se ha sugerido (Kattan 2002) que para algunos grupos taxonómicos, como el de los grandes depredadores superiores, la extinción movida por la fragmentación obedece más bien a la configuración del paisaje en una escala (de paisaje) relativamente amplia, que supera en mucho el tamaño promedio de las áreas silvestres protegidas costarricenses; para otros grupos de menor envergadura y/o asociados a los niveles tróficos inferiores el riesgo de extinción parece ser una función de las variables que intervienen en una escala (de fragmento) bastante menor. Todo esto tiene

que ver con la movilidad propia de cada grupo y otros rasgos distintivos de su historia natural. Pero existen otras fuerzas negativas adicionales que junto con la pérdida del hábitat y el aislamiento de las poblaciones favorecen las extinciones locales y, eventualmente, las globales (*cf* Kattan 2002: 571): se trata de los efectos derivados de las interacciones con otras especies residentes y, sobre todo, de los efectos de borde.

Entre los efectos de borde pueden distinguirse al menos tres clases de cambios (Kattan 2002, Lovejoy 1986): aquellos que ocurren sobre las condiciones abióticas de los parches (v.g. temperatura, humedad relativa, impacto del viento y luminosidad), los que tienen lugar sobre las condiciones bióticas de una manera *directa* (*i.e.* cambios en la distribución y abundancia de las especies o los recursos -ug. mortalidad, floración y fructificación, caída de árboles-), y los que, en una forma *indirecta*, afectan también las condiciones bióticas (*i.e.* cambios en las interacciones intra e interespecíficas, tales como la depredación, el parasitismo, la competencia, la dispersión de semillas, la polinización, la herbivoría, etcétera) -dentro de este último tipo es preciso destacar la interacción con otras especies exóticas inmigrantes. Todas estas variantes de los efectos de borde pueden ser medidas tanto en términos de su *intensidad* como de su *penetración* dentro de los parches. Según esto, se tiene que los cambios de índole microclimática parecen estar restringidos a una zona que no supera los primeros 100 metros hacia el interior de los parches, en tanto que los efectos bióticos y las perturbaciones ocasionadas por el viento suelen penetrar varios cientos de metros y hasta kilómetros dentro del bosque (Laurance y Bierregaard 1997, Primack 1998, Janzen 1986). Como corolario de lo anterior, se considera que una zona de amortiguamiento (*i.e.* un delgado anillo de protección) que pretenda mitigar estos efectos de borde debería tener un espesor mínimo de unos 1.000 metros (Laurance y Bierregaard 1997), si bien se reconoce que los efectos de borde varían de un sitio a otro y, por lo tanto, requerirían idealmente un enfoque casuístico. Esta recomendación, no obstante, se fundamenta únicamente en los efectos de borde *naturales* -para llamarlos de alguna forma-, porque una buena parte de la presión proveniente de la *matriz* exterior (*i.e.* potreros, fincas agrícolas, agroindustria, asentamientos humanos, etcétera) se relaciona

directamente con las actividades humanas. Y aunque la lista de posibles factores exógenos sería interminable, baste por ahora recordar los efectos de la alteración que provocan los agroquímicos, el polen de cultivares genéticamente modificados, los endo y ectoparásitos provenientes de los animales domésticos, los patógenos y las plagas propios de las plantas cultivadas, los animales domésticos depredadores -llevándose los gatos el galardón-, los fuegos -provocados o incidentales- y la luz y el ruido de los ambientes urbanos o periurbanos, entre muchísimos otros más (c/. Janzen 1986). Con todas estas consideraciones en mente, es casi seguro que los 1.000 metros sugeridos resultarán insuficientes para contener los efectos negativos del entorno sobre la biodiversidad remanente en los parches.

Las soluciones propuestas

Aunque controlar las causas mismas de la fragmentación es, sin duda, el mejor remedio para atacar este problema, sabemos que, tratándose de un fenómeno multicausal, es difícil de detener por completo. No obstante, dado el elevado costo que acarrea el tener que revertir sus efectos, las acciones de política deberían mantenerse siempre dentro de las primeras opciones para darle una respuesta clara y efectiva.

Ahora bien, con lo que hemos revisado hasta este punto resulta bastante clara la existencia de tres posibles caminos para mitigar en alguna medida las consecuencias de la fragmentación, los cuales son tan antiguos como el problema mismo y han probado a lo largo del último medio siglo tener sus ventajas y desventajas, muchas de los cuales son todavía objeto de las más acaloradas discusiones científicas e institucionales. Aun más, en el fondo no son sino tres caras de la misma cosa: respuestas complementarias ante la necesidad de mantener funcionando los procesos naturales - ecológicos y evolutivos- que mueven la vida sobre la Tierra y que, aceptémoslo o no, nos dan de

comer y de vestir a los seres humanos, nos suministran el agua y la energía, nos proporcionan abrigo y medicina y nos proveen muchos otros beneficios que acaso no valoramos aún. Hagamos, pues, revista de estas tres estrategias para la conservación in situ de la biodiversidad.

Las áreas núcleo

En primer lugar figura el establecimiento de áreas silvestres protegidas -a menudo referidas como *áreas núcleo*-, con sus distintas categorías y objetivos de manejo y los variados enfoques desarrollados para su gestión. Están destinadas, cuando menos en parte, a conservar a perpetuidad algunas muestras funcionales de la biodiversidad en la forma de ecosistemas, comunidades, poblaciones (*i.e.* especies y sus hábitats) y arreglos genéticos (*i.e.* genomas), con el objeto de mantener además el funcionamiento de los procesos naturales que originan y renuevan dicha biodiversidad. Para esto, un buen sistema de



áreas silvestres protegidas debiera ser ecológicamente representativo y, al mismo tiempo, ecológicamente viable. Sin embargo, las áreas núcleo por sí solas no son capaces de alcanzar estos nobles objetivos. Para ello necesitan -según lo que la ciencia de la conservación predica (Caughley y Gunn 1996)— otras extensiones de tierra manejada donde la protección no sea el enfoque prioritario sino el control y la

regulación de actividades específicas para mantener su integridad funcional. Nos referimos a las otras dos herramientas: los corredores biológicos y las zonas de amortiguamiento (también llamadas por algunos *de uso múltiple*).

Los corredores biológicos

Este tipo de herramienta, si bien no ha demostrado todavía ser realmente efectiva como estrategia de conservación, es actualmente una de las promesas que recibe mayor atención por parte de los investigadores, de los gestores de áreas protegidas y hasta de los políticos. Y aun-

que pueden cumplir muchas otras funciones, su misión principal es minimizar el efecto del aislamiento sobre la biodiversidad residente en los fragmentos del paisaje, uno de los tres grandes efectos negativos de la fragmentación discutidos previamente. Se fundamentan, por lo tanto, en el principio de que la conectividad puede ser mantenida o restablecida mediante puentes que interconecten los fragmentos de hábitat remanente presentes en el paisaje. Dicha conectividad, por cierto, debiera ser entendida como una condición *funcional* propia de los ambientes naturales que, además, es *relativa* en la medida en que depende de las características de cada especie (v.g. movilidad y nivel de demanda de recursos bióticos y abióticos, entre otros). Pero tampoco los corredores biológicos, por sí mismos, le pueden resolver el problema de la conectividad a las áreas núcleo. Porque dependen para esto de la tercera herramienta.

Zonas de amortiguamiento

La tercera pieza de esta caja de herramientas para la conservación in situ es probablemente la que menos atención rigurosa y sistemática ha recibido por parte de la academia, las agencias de gobierno, las organizaciones no gubernamentales y el resto del gremio conservacionista. En realidad, la idea de una zona que *amortigua* los efectos del medio exterior sobre las áreas protegidas nos remite de inmediato a pensar en un *anillo protector externo* que circunda tales sitios, con un tinte marcadamente preservacionista (García 2002). Con este mismo sesgo, el concepto que introdujera la Unesco a finales de los sesentas fue pronto simplificado, vaciado de toda su riqueza y sustraído de su contexto inicial (i.e. el esquema completo de zonificación de las reservas de la biosfera), convirtiéndose en un mero elemento decorativo dentro de las discusiones académicas.

Al definir este término, algunos autores (v.g. García 2002, MacKinnon *et al.* 1986) enfatizan el equilibrio y la interrelación que deben existir entre las acciones -y objetivos- de conservación y las de desarrollo dentro de esta zona, con lo cual recuperan el sentido original con que fuera propuesto por la Unesco. Otros (v.g. Bennett 1999, Noss 1992) colocan el acento en la función ecológica de la zona de amortiguamiento, relegando su función social a un segundo plano

y limitándola a aquellas actividades humanas que puedan ser permitidas. Dentro de sus funciones como herramienta de conservación de la biodiversidad, se ha señalado el papel que puede cumplir en algunos casos como una extensión del hábitat natural presente dentro del área protegida (Caughley y Gunn 1996), además de su desempeño como barrera contra los efectos potencialmente negativos provenientes del agro-paisaje (cf. Janzen 1986, Miller, Chang y Johnson 2001: 8). Finalmente, hay algunos autores que han propuesto subcategorías de zonas de amortiguamiento. Así, por ejemplo, MacKinnon *et al.* (1986: 90-92) hablan de *zonas tradicionales de uso dentro de las áreas protegidas* (a través de concesiones para el uso de ciertos recursos), *zonas de amortiguamiento boscosas* (con bosque primario, secundario y/o plantaciones forestales), *zonas de amortiguamiento económicas* (mediante incentivos económicos, asistencia técnica y/o la provisión de tierras productivas) y *zonas de amortiguamiento físicas* (i.e. barreras tales como cercas, canales, murallas y setos). Por su parte, Amend *et al.* (2002: 38-39) separan las funciones ecológica y social descomponiéndolas en tres zonas distintas: (1) la *zona de amortiguamiento* propiamente dicha, definida como la "zona periférica de un área protegida, donde se establecen restricciones al uso de los recursos o se toman medidas especiales de desarrollo, para acrecentar el valor de conservación del área"; se trata, pues, de "una región o espacio con objetivos de conservación para minimizar los impactos negativos que provienen de afuera sobre un área protegida"; (2) la *zona de vecindad*, "en la cual la situación económica de los habitantes se ve directamente afectada por las disposiciones legales y/o actividades de manejo del área protegida", de manera que su gestión "es de vital importancia para la situación socio-económica de sus habitantes y requiere de medidas para fomentar un desarrollo socio-ambientalmente sostenible y la aceptación del área protegida", y (3) la *zona de influencia*, "que no define una región geográficamente determinable en el sentido de un área con límites; más bien implica que se debe tomar en cuenta a todos los actores que tienen una relación funcional con el área protegida".

Dado que nuestra intención aquí no es tanto proponer una interpretación particular para el concepto (mucho menos *la* interpretación defi-

nitiva del mismo) como contar con un marco conceptual de referencia, optamos por respetar la diversidad de enfoques. Empero, conviene detenernos un poco en los rasgos comunes tanto como en las diferencias que presentan los distintos autores mencionados. De hecho, todos concuerdan en que se trata de un espacio geográfico, un área física definida, con excepción de los enfoques propuestos por MacKinnon *et al* (1986) y Amend *et al* (2002). Los primeros contemplan la posibilidad de establecer algo así como zonas de amortiguamiento *virtuales*, en la medida en que proponen que una concesión para el uso de recursos *dentro* del área protegida, una barrera física *en el límite mismo* de dicha área (ug. una cerca, un canal) e incluso un paquete de incentivos económicos pueden cumplir la misma función amortiguadora que aquéllas y, por ende, es lícito hablar en estos casos de la existencia de zonas de amortiguamiento como tales, aunque físicamente no existan. Amend *et al* (2002), por su parte, admiten la existencia de otros tipos de zonas como la *zona de influencia*, que no se circunscribe a un área geográfica determinada sino que obedece al reconocimiento de las relaciones funcionales existentes entre los actores -locales o no- y el área protegida. Con todo, muy a pesar de este aparente consenso -habidas las excepciones referidas arriba- ninguno de los autores proporciona elementos *concretos* para trazar un límite físico, ya fuere demarcándolo sobre el terreno o en forma imaginaria, de manera que cualquier administrador o administradora de un área protegida pudiera saber dónde aplicar el énfasis de su gestión, concentrando los exiguos recursos de que dispone: tiempo, personal, vehículo, combustible, etcétera. Pero para poder establecer criterios con los cuales delimitar una zona de amortiguamiento es preciso primero tener claros los objetivos específicos que persigue ésta y el contexto (biofísico, socioeconómico, cultural, político-administrativo) dentro del que se habrá de manejar. Por lo pronto, y para los efectos de la presente discusión, seguiremos la idea de que la zona de amortiguamiento *debería* ser, en principio, un espacio geográfico. Lo que no vamos a precisar, sino más adelante, es la *naturaleza* de los límites de dicha porción de territorio. Y ahora regresemos nuevamente a las diferencias halladas entre las definiciones que provee la literatura. Tales definicio-

nes oscilan entre las que proponen (leyendo entre líneas), por un lado, una zona de amortiguamiento destinada casi exclusivamente a *mitigar* los efectos de la matriz sobre la biodiversidad, con un espesor relativamente modesto y, de ser posible (especulamos), sin personas que residan en ella de manera permanente, y aquellas otras que presentan una zona de amortiguamiento donde lo más importante es la *interacción* entre las actividades propias de los seres humanos y las acciones de manejo del área protegida. En este último escenario imaginamos un área de mayor espesor, con la superficie suficiente para abastecer a los vecinos de algunos bienes y servicios indispensables, asegurando de este modo que la gente no necesite buscar productos del bosque, o de otro tipo, dentro del área protegida (*cf* MacKinnon *et al* 1986: 90). Son este tipo de razonamientos, justamente, los que determinarán los objetivos específicos y el alcance geográfico de tal o cual zona de amortiguamiento, como ya se mencionó.

Podríamos pensar, por lo tanto, que así como existen distintos diseños y objetivos para las variadas categorías de áreas núcleo y de corredores biológicos, según el fin primordial que estén destinados a cumplir, de la misma manera es necesario contemplar diversos diseños y propósitos para las zonas de amortiguamiento. Lo importante, en todo caso, es que esta clarificación de los objetivos y del contexto particular en el que se da cada una de estas herramientas de manejo permita delinear criterios y procedimientos claros para su diseño y su gestión, incluyendo mecanismos para evaluar el grado de efectividad de las mismas. Y algo más: para cualquiera de estas tres herramientas de manejo el mantenimiento de la cobertura boscosa, en cantidad y calidad, así como la recuperación ecológica, debieran convertirse poco a poco en estrategias *complementarias* de gestión.

Dos experiencias a escala regional

El *enfoque integral de conservación en la escala de paisaje* (EICP) (*cf* Bennet 1999: 163-168) representa una opción inteligente y ambiciosa para enfrentar los desafíos que plantea la fragmentación del bosque en nuestros días. Se distingue por ciertos rasgos que vale la pena apuntar: (1) utiliza amplias escalas espaciales para la planificación, (2) protege áreas clave con hábitat natu-

ral, (3) maximiza los elementos del paisaje a conservar por medio de un abanico de regímenes de tenencia de la tierra, (4) procura mantener y restablecer la conectividad funcional de las poblaciones y los procesos ecológicos e (5) integra la conservación con otros usos de las tierras circundantes (Bennet 1999: 163). Constituye, además, uno de los quince rasgos principales que apunta Phillips (2003) cuando alude al *moderno paradigma de las áreas protegidas*, indicando que lo importante está en desarrollar *redes funcionales* compuestas por áreas de protección estricta (i.e. áreas núcleo), otras áreas que rodeen estas últimas (i.e. zonas de amortiguamiento) y corredores verdes (i.e. corredores biológicos) que las interconecten, todo lo cual deberá estar integrado a las tierras circundantes que han de ser manejadas por las comunidades locales, de manera sostenible. Esta forma de ver las cosas, claro está, supone la intervención de otros actores y disciplinas que trascienden nuestras prácticas acostumbradas para administrar las áreas protegidas. Pero no se trata solamente de discurso, ya que existen varios intentos por llevar a la práctica estas ideas, si bien las evidencias de su aplicación efectiva son aún escasas (cf Bennet 1999). Aquí revisaremos brevemente dos de estas experiencias.

Proyecto de Tierras Silvestres

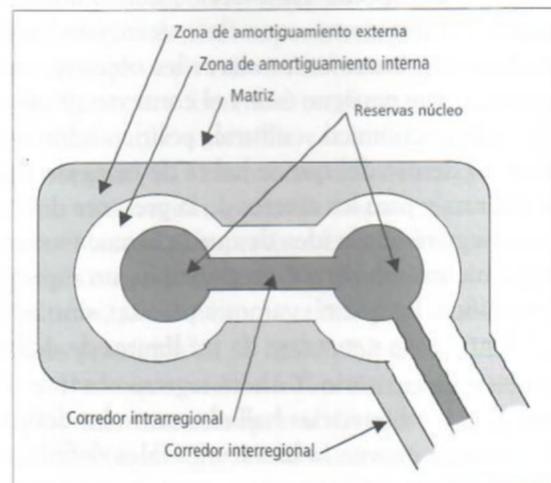
Una de las propuestas que han utilizado el EICP como su marco conceptual es el Proyecto de Tierras Silvestres (conocido en inglés como *The Wildlands Project*), que es una iniciativa que plantea el establecimiento de una gigantesca red de áreas de protección -incluyendo sistemas montañosos completos- unidas por corredores biológicos y rodeadas -incluyendo estos corredores— por dos o más zonas de amortiguamiento concéntricas (Noss 1992, figura 1). Las conexiones pueden ser del orden local (intrarregionales) o del regional (interregionales). Su anhelo, en última instancia, es que en el largo plazo la red de reservas llegue a convertirse en el patrón dominante dentro del paisaje -hoy ocupado por la matriz-, dentro de la cual quedarían inmersas las áreas de mayor desarrollo relativo, destinadas a satisfacer los usos intensivos de la tierra. Este sistema interconectado de reservas núcleo tiene un alcance geográfico que comprende toda Norteamérica y un horizonte temporal de cientos de años para su ejecución. El tamaño de sus áreas

núcleo e interconexiones se ha calculado en función de los requerimientos estimados de hábitat para conservar poblaciones viables de los grandes carnívoros, como osos, lobos y pumas. Con esta base, la cantidad de tierra necesaria *en condiciones ideales* representa una extensión equivalente a la mitad del territorio estadounidense. Es por esto que la aplicación de una megapropuesta como la que se refiere depende del concurso de muchas iniciativas locales gestadas por grupos particulares, que puedan ser gradualmente articuladas dentro de la visión que ofrece el EICP Y algunos ejemplos de éstas ya están en marcha (cf Bennet 1999).

Corredor Biológico Mesoamericano

La propuesta de Corredor Biológico Mesoamericano es otro ejemplo de esfuerzo regional por hacer realidad las premisas del EICP Su conceptualización, inscrita dentro del llamado *en-oque biorregional* (Miller, Chang y Johnson 2001), partió de la existencia de algunos grandes bloques de bosque natural remanente, relativamente bien conservados y ubicados principalmente en el flanco caribeño del istmo mesoamericano, como potenciales áreas núcleo a ser interconectadas mediante corredores biológicos locales (nacionales) y regionales (bi o trinacionales). Sin embargo, a diferencia del Proyecto de Tierras Silvestres, se trata de una iniciativa multinacional liderada por los gobiernos de los ocho países que conforman Mesoamérica, donde se combina la participación de los más diversos actores: tomadores de decisión (políticos), gestores de áreas protegidas (técnicos), organizaciones

Figura 1. Esquema parcial de una red interconectada de reservas núcleo, según Noss (1992)



no gubernamentales y grupos de base (comunidades locales). Su énfasis, más que simplemente procurar la conservación de la biodiversidad regional, está puesto en buscar la integración real entre la conservación y el desarrollo, es decir, representa una estrategia de la Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo para tratar de materializar los postulados del desarrollo sostenible. Estrategia dentro de la cual también tiene su lugar el uso de la zona de amortiguamiento, junto con las otras tres categorías de uso de la tierra que se proponen: *i.e.* zonas núcleo (áreas protegidas), zonas de corredor y zonas de usos múltiples (Miller, Chang y Johnson 2001). De hecho, las zonas de amortiguamiento constituirían filtros para atenuar los efectos negativos en dos vías, es decir, desde las zonas de usos múltiples hacia las zonas núcleo y viceversa (pensemos en los daños a los cultivos y al ganado ocasionados por la vida silvestre). Cabe subrayar que uno de los mayores desafíos para que todo esto funcione es armonizar la diversidad de contextos existentes en los ocho países del istmo, la cual se refleja también en la variedad de marcos institucionales. Por ejemplo, las zonas de amortiguamiento cuentan con legislación específica que las respalda en El Salvador, mientras en Guatemala forman parte de una categoría de manejo como tal -*i.e.* reserva de la biosfera- y en Costa Rica, de algún modo, están implícitas dentro del concepto de áreas de conservación.



Aplicación a Costa Rica

Si tuviéramos que resumir la evolución institucional que ha seguido el modelo de gestión de las áreas silvestres protegidas costarricenses durante los últimos cincuenta o sesenta años, podríamos dividir su historia en tres grandes períodos (*cf.* Arguedas y Rodríguez 2003), el último de los cuales dio inicio alrededor de 1995 con la aparición del Sistema Nacional de Áreas de Conservación, adscrito a lo que hoy es el Ministerio del Ambiente y Energía. A partir de este

momento, la concepción de las áreas protegidas como unidades de manejo relativamente aisladas de su contexto geográfico dio un giro vertiginoso abriendo paso a un nuevo paradigma que guarda grandes semejanzas -en lo esencial- con otros enfoques derivados del *manejo basado en ecosistemas*, tales como el modelo de las reservas de la biosfera de la Unesco previamente discutido y el *enfocje ecosistémico* adoptado por el Convenio sobre la Diversidad Biológica (*cf.* Induni 2003). De tal suerte que en cada una de las once áreas de conservación en que está dividida Costa Rica para efectos de la administración de sus recursos naturales, lo que se busca ahora es "integrar en una sola óptica el manejo de las

áreas protegidas, las zonas de amortiguamiento y los corredores biológicos, atendiendo las necesidades de desarrollo de las comunidades asentadas en ellas" (García 2002: 99). Y muchos de los atributos que distinguen todos estos modelos son también consistentes con la filosofía que está detrás del EICR como ya fue comentado.

Entre las deficiencias que se le han señalado al conjunto de las áreas silvestres protegidas de Costa Rica, tomando en cuenta que en su diseño inicial no fueron contemplados los criterios que postula modernamente la biología de la conservación (Calvo *et al.* 1999: 22), creemos importante recordar que no todas las zonas de vida ni los tipos de vegetación están debidamente representados dentro de la serie de parques nacionales y reservas biológicas, las dos categorías de manejo más restrictivas con que se cuenta en el país (García 1996, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2003). Por otra parte, aunque no se registra una pérdida significativa de cobertura boscosa durante los últimos años dentro de las áreas pertenecientes a estas dos categorías de manejo (*cf.* Bermúdez *et al.* 2002, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2003), el panorama fuera de dichas áreas es diametralmente opuesto; de hecho, existe una gradiente en las tasas de pérdida

de bosque que asciende desde menos del 0,3 por ciento anual, en los primeros 500 m fuera del perímetro de estas áreas, hasta un 1,0 por ciento al año cuando se considera una franja exterior de solo 10 km (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2003), situación que ha conducido a que algunos de nuestros parques nacionales se hallen prácticamente aislados. Si consideramos lo anterior, aunado al modesto tamaño que como promedio exhiben las áreas protegidas costarricenses (menos de 10.000 ha), obtenemos perspectivas no muy alentadoras para el futuro de nuestra biodiversidad. Ante este panorama se han propuesto soluciones que involucran la creación de nuevas áreas protegidas, la modificación de los límites en algunas de las que ya existen y el establecimiento de corredores biológicos (García 1996). Pero con estas medidas no se atacan los efectos de borde (en sentido amplio) previamente discutidos. Ergo, es preciso incorporar dentro de estos esfuerzos *la tercera herramienta* de conservación in situ (Induni 2003: 15).

Zona de amortiguamiento como estrategia de gestión

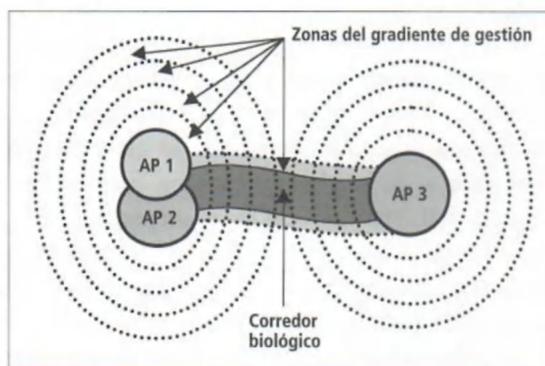
A la luz de los principios que sustentan el enfoque ecosistémico del Convenio sobre la Diversidad Biológica, los participantes en la Plataforma Europea para la Estrategia de Investigación de la Biodiversidad, sostenida en mayo de 2002, acordaron otorgarle una alta prioridad a las investigaciones que ayuden a comprender cómo diseñar y manejar zonas de amortiguamiento alrededor de las áreas protegidas, de manera que contribuyan a mantener la integridad ecológica dentro de tales áreas. Esta es una muestra de que la comunidad internacional está volviendo a interesarse en la zona de amortiguamiento como una herramienta para reconciliar la conservación y el desarrollo local. Y esta misma corriente de pensamiento es la que ha motivado la idea de que un nuevo paradigma es necesario (Phillips 2003) y ha conducido a recomendar, desde el seno del V Congreso Mundial de Parques de la UICN, que se "adopten y promuevan principios de diseño de áreas protegidas que reflejen los principios inherentes de la red mundial de reservas de la biosfera, cuyas áreas protegidas centrales están rodeadas de paisajes diseñados para mejorar el valor de conservación de las mismas" (UICN 2003: 29). Con esto se reconoce el valor

conceptual que encerraba, ya desde sus orígenes, el planteamiento de la Unesco formulado hace más de tres decenios. Pero lo verdaderamente relevante del modelo de las reservas de la biosfera no es el esquema de tres zonas concéntricas rígidamente dispuestas, sino lo que está detrás de eso: el reconocimiento de que en la naturaleza todo forma un continuo, siguiendo gradientes que desde larga data los ecólogos han venido estudiando, acuñando conceptos como *ecotono* para referirse al área dinámica de transición -usualmente gradual- entre un ecosistema y otro, de manera análoga a lo que ocurre en las orillas de los parches de bosque después de varios años de recuperación (*cf.* Forero y Finegan 2002). Y este comportamiento de los ecosistemas no es casual; es la forma en que funcionan los mecanismos de compensación o de amortiguamiento ante los cambios de cualquier tipo, lo mismo si se trata de la salinidad del terreno que de la caída de temperatura con la altitud. Esa es la lección que debemos rescatar de los modelos que abogan por una zonificación concéntrica, ya sea el de las reservas de biosfera o la propuesta del Proyecto de Tierras Silvestres (figural). Lo importante, por lo tanto, no es pensar en criterios para establecer *trma* zona de amortiguamiento con límites inamovibles, sino más bien desarrollar los estudios de campo y los proyectos de gestión adaptativa que nos guíen a desarrollar criterios y procedimientos detallados para establecer gradientes de gestión, a semejanza de los gradientes ecológicos (figura 2). Lo que al fin y al cabo significa, para citar solo un ejemplo, que no es responsable utilizar los mismos criterios para otorgar permisos de aprovechamiento forestal a 10 km y a escasos 100 m del límite de un área protegida. Por las razones que ya hemos expuesto, los impactos esperados sobre la biodiversidad del sitio, para uno y otro permiso, no serían equivalentes.

A este respecto, la legislación costarricense proporciona oportunidades formidables, como las que ofrece el capítulo VI de la Ley Orgánica del Ambiente No. 7554, donde se sientan las responsabilidades y se describen los fines y criterios generales para definir y ejecutar políticas nacionales de ordenamiento territorial. Falta, pues, integrar los planes reguladores **municipales** y los planes generales de manejo de las áreas silvestres protegidas (Induni 2003) e incorporar en ellos la idea de este gradiente de gestión, de manera que

las actividades de uso más intensivo de la tierra se desarrollen tan lejos como resulte materialmente posible de los sitios destinados a la conservación estricta. En palabras de Sánchez-Azofeifa *et al* (2003), "Costa Rica necesita actuar para proteger la riqueza de sus recursos biológicos mediante la afectación del uso de la tierra fuera de los actuales parques nacionales y reservas biológicas ... Nuevos enfoques y mecanismos, tales como el desarrollo de redes regionales de conservación a través de una mayor protección de las zonas de amortiguamiento alrededor de las áreas protegidas ... tendrían que surgir en la agenda gubernamental". Esto, claro está, no es algo que se pueda alcanzar de la noche a la mañana. Se necesita mucha investigación y el desarrollo de mecanismos de compensación social que sean proporcionales a las regulaciones y a los costos que éstas conllevan (directos, indirectos y de oportunidad). Pero ni la investigación ni el ajuste de los esquemas institucionales vigentes para el manejo vendrán solos; es preciso que primero dé inicio un proceso colectivo de toma de conciencia. Tal es, simplemente, el objeto de la presente exposición.

Figura 2. Diagrama que ilustra el concepto del gradiente de gestión, aplicado a tres áreas protegidas (AP) y el corredor biológico que las interconecta (las zonas externas permiten usos más intensivos que las internas)



Referencias bibliográficas

Amend, Stephan *et al*. 2002. *Planes de manejo: conceptos y propuestas*. IUCN - GTZ. Panamá.
 Arguedas, Stanley y José María Rodríguez. 2003. *Desarrollo de la capacidad de manejo de áreas silvestres protegidas: el caso de Costa Rica*, (mimeografiado).
 Barzetti, Valerie. 1993. *Parques y progreso: áreas protegidas y desarrollo económico en América Latina y el Caribe*. IUCN. Washington D.C.

Bennett, Andrew. 1999. *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity, in wildlife conservation*. IUCN. Gland.
 Bermúdez, Tania *et al*. "Cambio del uso y cobertura de la tierra y la conservación del bosque en dos áreas protegidas. Costa Rica", en *Revista Forestal Centroamericana*, 38, 2002. Costa Rica.
 Calvo, Julio *et al*. "La cobertura forestal en las áreas protegidas de Costa Rica entre 1986/7 y 1996/7", en *Ambientales*, 16, 1999. Costa Rica.
 Caughley, Graeme y Anne Gunn. 1996. *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell Science. Cambridge.
 Forero, Angela y Bryan Finegan. "Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica y sus implicaciones para el manejo y la conservación", en *Revista Forestal Centroamericana*, 38, 2002. Costa Rica.
 García, Randall. "Propuesta técnica de ordenamiento territorial con fines de conservación de biodiversidad en Costa Rica: Proyecto Grúas", en *Wildlife Conservation Society Working Papers*, 10, 1996. Costa Rica.
 García, Randall. 2002. *Biología de la conservación: conceptos y prácticas*. Inbio. Costa Rica.
 Induni, Gustavo. "¿Hacia dónde encaminar nuestras áreas protegidas?", en *Ambientales*, 121, octubre 2003. Costa Rica.
 Janzen, Daniel. "The eternal external threat", en Soulé, Michael. 1986. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates. Sunderland.
 Kattan, Gustavo. "Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies", en Guariguata, Manuel y Gustavo Kattan. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional. Costa Rica.
 Laurance, William y Richard Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago.
 Lovejoy, Thomas *et al*. "Edge and other effects of isolation on Amazonian forest fragments", en Soulé, Michael. 1986. *Conservation biology: the science of scarcity, and diversity*. Sinauer Associates. Sunderland.
 MacKinnon, John *et al*. 1986. *Managing protected areas in the tropics*. IUCN. Gland.
 Miller, Kenton, Elsa Chang y Neis Johnson. 2001. *En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano*. World Resources Institute. Washington D.C.
 Noss, Reed. "The Wildlands Project: land conservation strategy", en *Wild Earth* (edición especial). 1992. EU.
 Phillips, Adrián. 2003. *Turning ideas on their head - the new paradigm for protected areas*. (mimeografiado).
 Primack, Richard. 1998. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates. Sunderland.
 Sánchez-Azofeifa, G. Arturo *et al*. "Integrity and isolation of Costa Rican national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change", en *Biological Conservation*, 109, 2003.
 IUCN. 2003. *Recomendaciones del V Congreso Mundial de Parques de la IUCN. Durban, Sudáfrica, 8 al 17 de setiembre del 2003*.