

Evaluación de enfoques para la definición de especies arbóreas indicadoras para el monitoreo de la biodiversidad en un paisaje fragmentado del Corredor Biológico Mesoamericano

Beatriz Gallego Castillo
WWF. gallego@wwf.org.co
Bryan Finegan
CATIE. bfinegan@catie.ac.cr

La baja densidad poblacional de muchas de las especies arbóreas en bosques húmedos tropicales las hace susceptibles al declive poblacional en paisajes intervenidos. Árbol de caoba en bosque de la RAAN, Nicaragua.



Foto: Bryan Finegan.

Resumen

El presente trabajo pretendió probar la metodología de especies focales de Lambeck aplicado a especies arbóreas en un paisaje fragmentado del Corredor Biológico Mesoamericano. Se adaptaron los criterios de Lambeck para hacer una preselección de 15 especies potencialmente susceptibles al declive de sus poblaciones, o la extinción local, debido a los impactos humanos. El tamaño y la estructura de las poblaciones de cada especie preseleccionada (individuos ≥ 5 cm dap) fueron determinados en bosques húmedos fragmentados e intervenidos en cinco sitios a través de censos en 10 ha en cada sitio. Una selección final de ocho especies focales para el monitoreo -cuatro esciófitas y cuatro heliófitas durables- se hizo con base en la abundancia en el campo y la distribución geográfica de cada especie, aplicando las categorías de "rareza" de Rabinowitz.

Las propuestas de monitoreo de especies indicadoras han sido muy criticadas en años recientes debido a que la función indicadora es, en gran medida, hipotética. Nuestra propuesta comparte esta característica; por eso, debido al costo del monitoreo de especies -significativo dentro del contexto usual de disponibilidad de recursos para la conservación-, se recomienda analizar cuidadosamente la necesidad de monitorear, en relación con otras acciones de conservación que pueden ser más efectivas y urgentes. Un caso donde el monitoreo sí podría justificarse es el de las especies maderables identificadas como sensibles y que estén siendo aprovechadas; los costos deben asumirse los que se benefician del aprovechamiento. El seguimiento al presente trabajo permitirá comprobar la hipótesis de si las especies focales son indicadoras representativas de un grupo grande de otras especies.

Palabras claves: Biodiversidad; árboles indicadores; bosques fragmentados; vigilancia; Corredor Biológico Mesoamericano; Costa Rica.

Summary

An evaluation of approaches to the definition of indicator tree species for biodiversity monitoring in a fragmented landscape of the Mesoamerican Biological Corridor.

The present study aims to test the application of Lambeck's focal species approach to tree types in a fragmented landscape of the Mesoamerican Biological Corridor. Lambeck's criteria were adapted to preselect 15 species that potentially faced either reduction in population or local extinction due to the impact of human interventions. Population size and structure of each preselected species (individuals ≥ 5 cm dbh) were determined in fragmented moist forests at five sites where there has been some type of human intervention. Surveys covered 10 hectares at each site. Eight focal species-four sciophytes and four heliophytes-were finally selected for monitoring, based on their abundance in the field and on their geographical distribution. Rabinowitz's categories of "rarity" were applied.

In recent years, monitoring proposals using indicator species have been strongly criticized because the indicator function is largely hypothetical. Our proposal shares this characteristic. The cost monitoring species is significant, considering the normal context of reduced resource availability for conservation purposes. Therefore we strongly recommend that the need for monitoring be carefully analyzed in relation to other conservation action that could be more effective and decisive.

Monitoring could be justified in the case of currently used timber-yielding species that are identified as vulnerable. Costs should be accordingly assumed by those benefiting from their use. A follow-up of the current study will help verify the hypothesis of whether focal species are representative indicators of a large group of other species.

Keywords: Biodiversity; indicator trees; fragment forest; vigilance; Mesoamerican Biological Corridor; Costa Rica.

En Centroamérica, la expansión de la frontera agrícola, la apertura de carreteras y la extracción maderera están provocando la fragmentación acelerada de extensas áreas antes cubiertas por bosques naturales (Sánchez-Azofeifa 2001). La región del Atlántico Norte de Costa Rica es considerada uno de los relictos de bosque húmedo tropical más importantes del país en términos de cobertura vegetal; por ello, representa un eslabón de importancia primordial para el Corredor Biológico Mesoamericano (Chassot y Monge 2002). No obstante, esta región se encuentra fragmentada en parches de bosque sometidos al aprovechamiento de madera, intercalados con extensiones considerables de potreros con árboles remanente del bosque original (Chassot y Monge 2002, Gallego 2002). Una enorme cantidad de especies nativas de la zona dependen del bosque natural para su supervivencia, por lo que los continuos cambios en la estructura y composición del paisaje ponen en riesgo la viabilidad de las poblaciones de muchas especies arbóreas con alto valor ecológico, social y comercial que aún se encuentran presentes en los remanentes de bosque. Surge, entonces, la necesidad de desarrollar herramientas relevantes y prácticas para la conservación de las poblaciones de esas especies.

Muchas actividades ligadas a la evaluación y manejo de la biodiversidad no requieren información detallada sobre comunidades y especies en el campo -un punto básico, por ejemplo, es la evaluación de diferentes características de hábitat mediante imágenes de sensores remotos, o la planificación para conservar muestras representativas de hábitat y mantener la conectividad. No obstante, con la tecnología existente, los sensores remotos no nos informan sobre la calidad del hábitat, sobre las tendencias en las poblaciones de especies, ni sobre los



Foto: Bryan Finegan.

El aprovechamiento forestal es uno de los impactos humanos que puede reducir poblaciones de especies arbóreas en paisajes fragmentados

efectos de nuestras acciones de manejo en estos mismos niveles. Para la conservación de poblaciones de especies, tanto de flora como de fauna, entonces, es lógico proponer el monitoreo de poblaciones en el campo con el fin de determinar los cambios de los valores de los indicadores -en este caso, en el tamaño y la estructura de la población (el tamaño se refiere al número de individuos y la estructura, a su distribución por categoría de tamaño o de edad), la dirección de esos cambios y su importancia desde el punto de vista de manejo de la población (Carrillo *et al.* 2000, Finegan *et al.* 2004).

Los cambios en las condiciones bióticas y abióticas de los ecosistemas producto de la fragmentación del paisaje generan diferentes respuestas en los organismos. Esto lleva a la necesidad de profundizar en el conocimiento de los atributos espaciales, funcionales y de composición que deben poseer los hábitats para mantener poblaciones viables de organismos, y conocer los requere-

rimientos de dichas especies en un determinado paisaje (Lambeck 1997). Sin embargo, el estudio, monitoreo y manejo de cada especie individual son poco viables, en términos económicos, y además poco útiles, dada la urgencia de reducir las amenazas que soportan los organismos en los paisajes fragmentados. Encontrar los medios eficientes y efectivos para conocer y garantizar los requerimientos de hábitat de la mayoría de especies, sin tener que estudiarlas individualmente, es el planteamiento de dos enfoques distintos de evaluación (monitoreo) y manejo para la conservación: el enfoque de diversidad de hábitats a diferentes escalas (Lindenmayer y Franklin 2002) y el enfoque de especies indicadoras que supuestamente “cobijan” los requerimientos de otras por su importancia ecosistémica, las cuales han sido denominadas “especies sombrilla” (Lambeck 1997). Este segundo enfoque es el que se considera en el presente trabajo.

La noción de *especie focal* -evaluada en este estudio- es una ampliación del concepto de *especie sombrilla*, y es una propuesta refinada para definir de manera integral los requerimientos básicos de hábitat para las especies sensibles presentes en un paisaje (Lambeck 1997). El concepto se basa en los requerimientos de un grupo de especies definidas como focales -no sola sombrilla-, grupo que como un todo, incluye las necesidades de una gama amplia de especies que, a su vez, ayudan a determinar los atributos espaciales, de composición y de manejo que debe tener un paisaje para mantener poblaciones relativamente estables a largo plazo (Lambeck 1997). El supuesto más importante del concepto es que las especies seleccionadas como focales deben ser las más vulnerables a la reducción a causa de la actividad humana, y que si estas especies vulnerables pueden ser conservadas con un acertado manejo del hábitat, las especies menos vulnerables también serán conservadas. Enfoques como el de Lambeck han sido muy criticados en años recientes, debido a que no es tan claro que este supuesto básico se cumpla en situaciones reales (ver por ejemplo, Lindenmayer y Franklin 2002). Por lo tanto, los autores del presente artículo presentan el concepto de especie focal como herramienta potencialmente valiosa que requiere con urgencia de prueba y validación. Esta urgencia es más evidente aún en el caso de las especies arbóreas de los bosques tropicales, que representan un componente clave de la biodiversidad en esos bosques, pero que reciben relativamente poca atención dentro del campo de la biología de la conservación, la cual ha tenido un desarrollo más zococéntrico.

Con base en los requerimientos esenciales de los organismos de interés y los impactos que pueden tener en la actividad humana, se han propuesto cuatro categorías focales (Lambeck 1997): especies limitadas

(sensibles o vulnerables) que requieren *grandes áreas de hábitat*; especies limitadas cuya *capacidad de dispersión* en paisajes fragmentados es restringida; especies limitadas que requieren de *tipos o cantidades de recursos relativamente difíciles de encontrar* y especies limitadas por su *dependencia de, o vulnerabilidad ante, determinados procesos ecológicos*. A continuación se presentan explicaciones de estas categorías, adaptadas por los autores al caso de las especies arbóreas tropicales, tomando en cuenta los criterios sobre especies arbóreas sensibles de Martini *et al.* (1994) y otros que revisan Finegan *et al.* (2004):

- **Especies limitadas por área:** se asume que las especies con baja densidad de individuos por área -una proporción grande de las especies arbóreas de los bosques tropicales- requieren áreas grandes para mantener sus poblaciones. Este punto se relaciona con el tamaño de la población y distribución geográfica que, a su vez, incluye la dinámica de dispersión de semillas por mamíferos y aves a través del paisaje (Martini *et al.* 1994).
- **Especies limitadas por recursos:** en este caso, se pueden tomar en cuenta los requerimientos de luz de la especie para una regeneración exitosa y la posibilidad de que una especie requiera de condiciones particulares de sustrato. Mientras mayor sea el grado de especialización de una especie en cuanto a sus requerimientos, mayor es su vulnerabilidad potencial (Hubbell y Foster 1986).
- **Especies limitadas por procesos:** En esta categoría se consideran dos aspectos principales. El primero es la intensidad de aprovechamiento forestal a que está sujeta una especie, donde el aprovechamiento es el proceso de interés. La cosecha de árboles adultos reproductivos dentro del contexto del manejo forestal es una de las

maneras más obvias en que la actividad humana puede, potencialmente, afectar la viabilidad de poblaciones de especies arbóreas (Finegan *et al.* 2004). El segundo aspecto son los sistemas de dispersión de polen y semillas; en esta categoría se incorpora la categoría original de especies limitadas por dispersión propuesta por Lambeck. El sistema de dispersión de semillas puede contribuir a la vulnerabilidad de una especie si depende, por ejemplo, de vertebrados que son reducidos o extinguidos localmente por la cacería y la disminución del hábitat.

El objetivo general de este trabajo fue probar la aplicación de las ideas de Lambeck a las especies arbóreas tropicales, a través de un estudio de caso. Se pretendió realizar una caracterización preliminar de la vulnerabilidad de algunas especies arbóreas de la zona Norte de Costa Rica. Se hizo énfasis en la generación de información confiable sobre los tamaños y las estructuras de las poblaciones de las mismas especies en bosques fragmentados y bajo manejo para la producción de madera, información que muy a menudo falta en este tipo de ejercicios. Se seleccionó un grupo de especies focales y se analizó la conveniencia de utilizarlas como indicadores de la biodiversidad de especies arbóreas en general.

Metodología

Selección de las especies estudiadas

La lista de especies arbóreas inicialmente propuestas como focales para este ejercicio (Cuadro 1) se elaboró con base en varios criterios. Se tomaron en cuenta la lista nacional para Costa Rica de especies maderables en peligro de extinción (Jiménez 1999) y la lista del Corredor Biológico San Juan-La Selva (Chassot y Monge 2002). Ambas listas han sido elaboradas principalmente con base en el conocimiento de expertos reconocidos sobre la abundancia y re-

Cuadro 1.

Características principales de las especies arbóreas inicialmente propuestas como focales para el presente estudio

Especie	Familia	Gremio	Tasa de crecimiento*	Valor comercial	Categoría de peligro según Jiménez (1999) y Chassot y Monge (2002)
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	APOCYNACEAE	Heliófito durable	Muy lenta	Medio	Escasa (Chassot y Monge)
<i>Tetragastris panamensis</i>	BURSERACEAE	Esciófito	Lenta	Mediano	—
<i>Licania affinis</i>	CHRYSOBALANACEAE	Esciófito	No determinada	Ninguno	—
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	EUPHORBIACEAE	Heliófito durable	Lenta	Alto	—
<i>Sclerobium costaricense</i>	FABACEAE /CAESAP	Heliófito durable	No determinada	Alto	En peligro; vedada en Costa Rica (ambas fuentes)
<i>Dipteryx panamensis</i>	FABACEAE /PAPIL	Heliófito durable	Moderada	Mediano	Amenazada (Chassot y Monge)
<i>Humiriastrum diguense</i>	HUMIRIACEAE	Heliófito durable	Lenta	Alto	Amenazada (ambas fuentes)
<i>Sacoglottis trichogyna</i>	HUMIRIACEAE	Esciófito	No determinada	Mediano	—
<i>Eschweilera costaricensis</i>	LECYTHIDACEAE	Esciófito	No determinada	Ninguno	—
<i>Lecythis ampla</i>	LECYTHIDACEAE	Esciófito	Lenta-moderada	Alto	Amenazada (ambas fuentes)
<i>Carapa guianensis</i>	MELIACEAE	Esciófito	Lenta-moderada	Alto	Disminuida (Chassot y Monge)
<i>Elaeoluma glabrescens</i>	SAPOTACEAE	Esciófito	No determinada	Alto	Amenazada (Chassot y Monge)
<i>Pouteria durlandii</i>	SAPOTACEAE	Esciófito	No determinada	Ninguno	—
<i>Pouteria filipes</i>	SAPOTACEAE	Esciófito	No determinada	Ninguno	—
<i>Vitex cooperi</i>	VERBENACEAE	Heliófito durable	Muy lenta	Alto	—

*Los datos de tasas de crecimiento son de Finegan *et al.* (1999), excepto para *Dipteryx panamensis*. El incremento medio anual de *D. panamensis* en el rango 5 mm - 8 mm fue determinado por Clark y Clark (1987) y clasificado como tasa moderada de crecimiento según los criterios de Finegan *et al.* (1999). Las semillas de todas las especies son diseminadas por vertebrados, excepto *Aspidosperma spruceanum*, cuyas semillas son diseminadas por el viento. Las especies testigo del estudio (ver explicación en el texto) aparecen en el Cuadro 2.

generación natural de las especies; sin embargo, tales listas no son necesariamente las fuentes más apropiadas para guiar operaciones concretas de aprovechamiento de recursos. Possingham *et al.* (2002), por ejemplo, señalan que es perfectamente posible que una actividad humana tenga un impacto adverso a nivel local en una especie que no está entre las pocas en las listas actuales y que en el caso del manejo de una comunidad es mejor, dentro del contexto actual de información inadecuada, considerar los posibles impactos humanos en una muestra más amplia de las especies de esa comunidad. Por esta razón, seleccionamos otras especies exclusivamente con base en criterios ecológicos como los de Lambeck -ya expuestos- y otros presentados por Martini *et al.* (1994) y Finegan *et al.* (2003). De esta manera, se incluyeron factores que potencialmente contribuyen a que una especie sea susceptible al declive de su población a nivel local y de paisaje,

debido a factores como el aprovechamiento de madera, los efectos de borde (Forero y Finegan 2002) y la reducción de animales mutualistas debido a la cacería y la destrucción de hábitat. Entre estos factores figuran el crecimiento lento, una estructura poblacional (distribución diamétrica) con relativamente pocos individuos inmaduros (de manera que en especies comerciales, por ejemplo, los árboles cosechados representan una proporción comparativamente grande de la población) y la diseminación de semillas por vertebrados como el tepezcuintle (*Agouti paca*). En relación con la estructura poblacional, el grupo de especies propuestas como focales incluyó esciófitas, o generalistas, y heliófitas durables. Su importancia en la alimentación de la especie bandera para la conservación en la zona: la lapa verde (*Ara ambigua*; ver Chassot y Monge 2002) fue una consideración en la selección de dos especies para este estudio: *Dipteryx pa-*

namensis y *Sacoglottis trichogyna*. Un criterio práctico de selección fue la capacidad del personal de campo de realizar identificaciones confiables de las especies. Finalmente, la naturaleza preliminar de la propuesta de especies focales nos llevó a establecer un grupo adicional de especies testigo pioneras (heliófitas durables) cuya abundancia se sabe que aumenta en bosques disturbados.

Evaluación de la abundancia y distribución de las especies arbóreas focales

Sitios de estudio y muestreo

El muestreo en el campo para evaluar la abundancia y las estructuras poblacionales de las especies arbóreas focales y las testigo se realizó en la Provincia de Heredia, Cantón de Sarapiquí (Costa Rica). La zona de vida, según el sistema de Holdridge (1978), corresponde al bosque muy húmedo tropical, con temperatura promedio de 24°C y precipitación anual que fluctúa entre 3500 y

4000 mm (ITCR 2000). En general, la topografía de la región se caracteriza por presentar colinas de poca altitud y terrenos planos de origen aluvial sobre las riberas de los ríos Sarapiquí y Sucio.

En cuatro bosques bajo manejo sostenible para producción de madera (Paniagua, Rojomaca, Ladrillera 1 y Ladrillera 3) y uno bajo protección (Selva Verde), se establecieron 25 parcelas permanentes (PPM) de 2 ha cada una (5 parcelas/sitio). De ese total, 20 parcelas se ubicaron aleatoriamente y las 5 restantes de manera dirigida debido a la forma que presentó la finca del fragmento Ladrillera 1 para alcanzar al menos, 10 hectáreas de muestreo. Se procuró excluir los patios de recolección de madera, sitios de vegetación secundaria y las áreas de humedal con vegetación característica de sitios pantanosos de las áreas muestreadas. Para más detalle de los criterios de selección de los sitios, ubicación e instalación de las parcelas ver Gallego (2002).

Los suelos del sitio Ladrillera 3 son Inceptisoles; en los demás sitios, principalmente Ultisoles. Todos los sitios estuvieron rodeados, en diferente grado, por una matriz de potreros con árboles remanentes, vegetación secundaria y cultivos comerciales. Para más detalle de las condiciones de los cinco sitios ver Forero y Finegan (2002).

Mediciones de campo y análisis estadístico

Todos los árboles ≥ 5 cm de diámetro a la altura del pecho de las especies focales y testigos fueron ubicados en rastreos sistemáticos en franjas dentro de las parcelas de 2 ha. A cada individuo encontrado se le midió el dap con una cinta diamétrica de 1 mm de precisión, se le marcó con una etiqueta de aluminio y se le asignó un código individual.

Para detectar patrones de distribución de las especies entre bosques se obtuvo, para cada especie por si-

to, la media y la desviación estándar del número de individuos/ha dentro de las clases diamétricas 5,0 - 9,9 cm y ≥ 10 cm. Se aplicaron análisis estadísticos de la varianza (ANDEVA con pruebas posteriores de Tukey, todos los análisis con $\alpha = 0,05$) para determinar si la abundancia variaba significativamente entre sitios. La estructura de las poblaciones muestreadas se caracterizó mediante la distribución del número de árboles por clase diamétrica.

Mesoamérica es una unidad biogeográfica ampliamente reconocida, viable para enfoques regionales de manejo de recursos.

Caracterización y análisis del estatus de cada especie propuesta como focal

Para llegar a una caracterización más completa e integral del estatus de las especies propuestas como focales, se agregó a la agrupación inicial de las especies arbóreas -según nuestra adaptación de los criterios de Lambeck (1997)- una subdivisión adicional con base en los diferentes tipos de "rareza" definidos por Rabinowitz (1981, citado por Gaston 1994). La subdivisión de las especies con base en el esquema de Rabinowitz contempló dos niveles de cada uno de tres factores. Uno de los problemas que la aplicación de esquemas como este presenta, es la falta de criterios concretos para establecer categorías y la necesidad de tomar decisiones subjetivas. El primer factor establecido por Rabinowitz es la amplitud de la distribución geográfica de cada especie: amplia o estrecha. Nosotros definimos esta se-

gunda categoría como una distribución restringida a Mesoamérica, caracterizada con base en la información secundaria citada en el acápite anterior. Mesoamérica, con 768 990 km², es mucho más amplia que el área de 50 000 - 75 000 km² comúnmente utilizada para definir una distribución estrecha para especies de plantas tropicales. Este criterio es el que permite definir a las especies endémicas (Gentry 1992, citado por Pitman *et al.* 1999). Sin embargo, Mesoamérica es una unidad biogeográfica ampliamente reconocida, viable para enfoques regionales de manejo de recursos. Además, si asumimos que estas especies se limitan a bosques húmedos de tierras bajas, ser limitadas a Mesoamérica significa que aparecen en pocas eco-regiones, con una extensión total muy inferior a la de la región entera. La información sobre distribución geográfica fue recopilada de bases de datos en red (por ejemplo, la del *Missouri Botanical Garden*: <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>).

El segundo factor de Rabinowitz son los requerimientos de hábitat de la especie: *generalista o especialista*. Aunque muchas especies arbóreas tropicales muestran una preferencia aparente por uno u otro tipo de suelo dentro de un paisaje determinado, nosotros asumimos que en cuanto a condiciones de suelo, todas las especies del estudio son generalistas, ya que presentan tolerancias amplias (ver también Pitman *et al.* 1999). Con más información, tal vez se llegue a determinar que alguna de estas especies sea especialista en cuanto a condiciones de sustrato; cabe señalar, sin embargo, que la experiencia hasta la fecha demuestra que mientras más información se acumule, menor es el número de especies que llegan a considerarse especialistas en este sentido (Pitman *et al.* 1999). Se requiere cuidado en la asignación de especies; *Carapa guianensis*, por ejemplo, es citada a me-

nudo como especie de bosque de pantano, lo que sugiere que es especialista. En realidad, *Carapa* es común también sobre suelos bien drenados, como el presente estudio lo muestra.

El último factor de Rabinowitz es la abundancia local; en nuestro estudio se trabajó con dos categorías: *común o poco común*. Aquí nuevamente se establecen límites subjetivos para definir las categorías: al menos un árbol/ha y menos de un árbol/ha, con un dap de ≥ 10 cm (Pitman *et al.* 1999). La combinación de dos niveles de cada uno de estos factores define la existencia de ocho categorías de abundancia, de las cuales siete representan una forma de “rareza”, como se verá más adelante (Ver aplicación del esquema de Rabinowitz, pag. 57).

Resultados y discusión

Distribución espacial, abundancia y estructura poblacional de las especies arbóreas

El Cuadro 2 presenta la abundancia por hectárea de las especies muestreadas en cada uno de los sitios. La variación amplia de abundancia de especies entre sitios es evidente, al igual que la desviación estándar; ambas enfatizan la variabilidad de la abundancia entre parcelas dentro de sitios, con coeficientes de variación (no presentados) que se acercan a veces al 100%. En algunos casos, las diferencias entre sitios son estadísticamente significativas (Cuadro 2). Esta variación en la abundancia de las especies a menudo obedece a la reacción de la especie a las condiciones de suelo; Forero (2001) analiza este punto con mayor profundidad. Especies como *Carapa guianensis* (propuesta como focal) y *Goethalsia meiantha* (testigo), por ejemplo, fueron notablemente más abundantes sobre los Inceptisoles del sitio Ladrillera 3 y en las partes bajas húmedas de algunos de los demás sitios. Como ejemplo de un comportamiento aparentemente opuesto, las



Foto: Bryan Finegan.

Precisa complementar estudios como el presente con investigaciones sobre la ecología reproductiva de las especies arbóreas de interés. Regeneración del ciprecillo (*Podocarpus guatemalensis*) en bosque aprovechado, Zona Norte, Costa Rica

sapotáceas (*Pouteria* spp., *Elaeoluma glabrescens*) y las chrysobalanáceas (*Licania affinis*) más la lecythidácea *Eschweilera costaricensis*, todas propuestas como focales, fueron poco abundantes o ausentes en Ladrillera 3, el sitio sobre Inceptisoles (Cuadro 2). Algunas otras diferencias entre sitios probablemente tuvieron que ver con las perturbaciones por aprovechamiento de madera. Cuando se realizó este estudio, los sitios Ladrillera 1 y Ladrillera 3 estaban recién aprovechados, de manera que la perturbación había tenido probablemente poca influencia en las poblaciones de árboles ≥ 5 cm dap. Es llamativa, entonces, la tendencia de varias especies testigo a presentar abundancias mayores en los sitios Paniagua y Rojomaca, aprovechados tiempo atrás, con diferencias que algunas veces fueron estadísticamente significativas (*Casearia arborea*, *Laetia procera* y *Xylopia sericophylla*) (Cuadro 2).

Siete de las especies arbóreas propuestas a priori como focales

presentaron abundancias promedios inferiores a un árbol/ha, ≥ 5 cm dap, para el conjunto de cinco sitios estudiados: *L. ampla* (0,9 árboles/ha), *H. diguense* (0,3 árboles/ha), *H. alchorneoides* (0,4 árboles/ha), *A. spruceanum* (0,7 árboles/ha), *L. affinis* (0,9 árboles/ha), *S. costaricensis* (0,1 árboles/ha) y *V. cooperi* (0,4 árboles/ha). De estas especies, algunas superan el tope de 1 árbol/ha en clases diamétricas mayores de 10 cm dap en ciertos sitios; por ejemplo, *H. alchorneoides* en Ladrillera 3 y *L. affinis* en Rojomaca. No obstante, recomendamos que estas especies sean consideradas de baja abundancia en la zona de estudio, con todo lo que eso implica en cuanto a las especies comerciales que se encuentran en este grupo.

Las estructuras poblacionales (distribución del número de árboles por clases diamétricas para el conjunto de datos de los cinco sitios) son un componente importante de la evaluación de las especies. De acuerdo con Clark y Clark (1987), es posible que el muestreo de pobla-

Cuadro 2.

Abundancia promedio por sitio (individuos/ha \pm desviación estándar) de especies forestales presentes en parcelas de 2,0 ha en bosques remanentes en un paisaje fragmentado de Mesoamérica
 Datos que tienen la misma letra no difieren significativamente (prueba de Tukey, $\alpha=0.05$)

Especies Focales	Sitios					Pr > F
	Paniagua	Rojomaca	Selva Verde	Ladrillera1	Ladrillera3	
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	0,4 \pm 0,49 ab	1,6 \pm 0,49 ab	1,2 \pm 1,2 ab	3,4 \pm 2,7 a	0,0 \pm 0,0	0,0316
<i>Carapa guianensis</i>	16,4 \pm 15,6 a	2,6 \pm 2,2 b	6,2 \pm 3,4 ab	12,2 \pm 2,9 ab	14,2 \pm 2,9 a	0,0125
<i>Dipteryx panamensis</i>	4,4 \pm 2,2 a	5,4 \pm 3,6 a	3,6 \pm 2,5 ab	2,6 \pm 1,0 a b	0,2 \pm 0,4 b	0,0200
<i>Elaeoluma glabrescens</i>	4,2 \pm 3,4	7,8 \pm 3,9	0,0 \pm 0,0	6,6 \pm 4,7	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Eschweilera costaricensis</i>	14,4 \pm 7,9 a	26 \pm 11,0 a	0,2 \pm 0,4 b	3,2 \pm 2,6 b	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Humirianstrum diguense</i>	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	2,6 \pm 2,8	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,4	0,0865
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	0,6 \pm 0,8	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 0,8	0,6 \pm 0,5	2,4 \pm 2,5	0,152
<i>Lecythis ampla</i>	1,4 \pm 1,0	2,4 \pm 1,9	1,8 \pm 1,2	2,0 \pm 1,1	0,8 \pm 0,8	0,560
<i>Licania affinis</i>	0,6 \pm 0,5 b	8,0 \pm 4,3 a	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Pouteria durlandii</i>	7,0 \pm 4,2	8,2 \pm 3,7	6,2 \pm 2,4	5,4 \pm 2,7	0,0 \pm 0,0	0,0013
<i>Pouteria filipes</i>	7,4 \pm 3,8 a	5,8 \pm 1,5 a	0,0 \pm 0,0	1,6 \pm 1,4 b	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Sacoglottis trichogyna</i>	2,2 \pm 1,5	2,0 \pm 0,6	1,2 \pm 1,2	2,8 \pm 2,0	2,2 \pm 1,6	0,8017
<i>Sclerolobium costaricense</i>	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 0,5	0,6 \pm 0,8	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,084
<i>Tetragastris panamensis</i>	17,6 \pm 10,5 a	13,6 \pm 3,9 b	15,6 \pm 9,2 b	15,6 \pm 8,8 b	0,0 \pm 0,0	0,0125
<i>Vitex cooperi</i>	0,2 \pm 0,4 b	2,8 \pm 2,0 a	0,0391			
Especies testigo						
<i>Casearia arborea</i>	53 \pm 52,3	48,4 \pm 22,8	20,4 \pm 6,3	11 \pm 4,6	17,8 \pm 17,6	0,0158
<i>Goethalsia meiantha</i>	1,0 \pm 2,0 b	0,0 \pm 0,0	10,4 \pm 12,8 b	1,2 \pm 1,9 b	40,6 \pm 18,0 a	0,0001
<i>Laetia procera</i>	21,8 \pm 19,3	11,6 \pm 7,8	10,8 \pm 3,8	7,8 \pm 2,5	9,0 \pm 6,4	0,1418
<i>Pourouma bicolor</i>	24,2 \pm 12,6 a	11,2 \pm 4,4 b	15,8 \pm 2,3 ab	9,2 \pm 2,1 b	19,2 \pm 4,8 ab	0,0078
<i>Rollinia pittieri</i>	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,4	0,2 \pm 0,4	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 1,2	0,7607
<i>Simarouba amara</i>	6,4 \pm 3,8	5,2 \pm 3,5	2,8 \pm 3,0	2,2 \pm 1,2	11,6 \pm 7,7	0,0781
<i>Vochysia ferruginea</i>	1,4 \pm 0,5 c	20,4 \pm 6,8 a	6,4 \pm 2,3 b	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Xylopia sericophylla</i>	7,6 \pm 12,7	5,4 \pm 4,5	1,6 \pm 1,5	1,0 \pm 0,6	0,2 \pm 0,4	0,1789

ciones con metodologías como la nuestra no rinda datos completamente exactos sobre la estructura poblacional, debido a que algunos árboles pueden no ser detectados, sobre todo en las clases diamétricas menores. Nosotros creemos, sin embargo, que es poco probable que este problema cambie significativamente las conclusiones del análisis. Las estructuras poblacionales encontradas respondieron a dos diferentes patrones generales. 1) Distribución de “J” invertida, típica de las poblaciones disetáneas de esciófitas o generalistas en bosques naturales primarios y de las heliófitas en ciertas etapas de regeneración coetánea en sitios perturbados (Finegan 1996). 2) Distribución de forma aplanada, característica de heliófitas durables en bosques naturales. Las

distribuciones aplanadas a veces se toman como indicaciones de que la regeneración de una especie se ve limitada y, en consecuencia, peligra la viabilidad de su población en un sitio. Sin embargo, queda claro que en muchas situaciones ambos tipos de distribución representan poblaciones viables (Clark y Clark 1987, Condit *et al.* 1998). Varios factores pueden influir en la forma de la distribución diamétrica, pero el análisis de Condit *et al.* (1998) sugiere fuertemente que, en el caso de los bosques primarios, las tasas de mortalidad tienden a ser uniformemente bajas, por lo que las tasas de crecimiento de plántulas, brinzales y latizales son el factor principal que incide en la forma de la distribución diamétrica. Así, el crecimiento de individuos pequeños tiende a ser lento

en esciófitas y aumenta conforme aumenta el tamaño, contribuyendo a la formación de la J invertida, mientras que en heliófitas es rápido en todas las clases de tamaño, contribuyendo a que la distribución sea aplanada.

La estructura poblacional en forma de J invertida se encontró -según lo esperado- en las especies generalistas *P. durlandii*, *E. glabrescens*, *C. guianensis*, *E. costaricensis* y *S. trichogyna*; todas propuestas *a priori* como focales. Sin embargo, algunas generalistas como *P. filipes*, *T. panamensis*, *L. affinis* y *L. ampla* no cumplieron con la expectativa y presentaron pocos individuos entre 5 y 9 cm dap. La Figura 1 muestra ejemplos de las estructuras poblacionales encontradas; los resultados completos pueden consultarse

en Gallego (2002). Se requiere de trabajo adicional para determinar por qué la proporción de los individuos de la población que se encuentra en la clase diamétrica menor es inferior a la esperada en estas especies.

Dentro del grupo de especies propuestas como focales se incluyen algunas heliófitas durables como *D. panamensis* (Figura 1), *H. diguense* (Figura 1d) y *S. costaricensis* que presentaron una estructura poblacional de forma aplanada, ajustándose así a lo esperado si estos bosques no fueran intervenidos (Figura 1, Gallego 2002). Estas heliófitas difieren de las especies testigo (ver más adelante) del mismo gremio precisamente porque no muestran un aumento generalizado de la regeneración natural en bosques aprovechados. *D. panamensis*, por ejemplo, presentó una baja abundancia de individuos en el rango diamétrico 5,0 - 9,9 cm, con respecto a las heliófitas durables testigo (Figura 1). Este comportamiento puede estar asociado con la mortalidad de individuos pequeños debido a la alta densidad y la sombra (Clark y Clark 1987). Un comportamiento como el anterior, asociado a la presión por el aprovechamiento forestal y la fragmentación de los bosques, puede hacer que esta especie se vuelva susceptible al declive de su población. *H. alchorneoides* y *A. spruceanum* son otras heliófitas durables propuestas como focales que alcanzaron muy pocos individuos en latizales altos y adultos reproductivos (tomando 40 cm dap como tamaño mínimo reproductivo) y en general fueron menos abundantes que las heliófitas durables testigo (Figura 1, Gallego 2002). Las especies testigo presentaron distribuciones que indican un aumento marcado de la regeneración en bosques intervenidos. En regeneración densa coetánea, como la que suele instalarse después de un aprovechamiento forestal, las es-

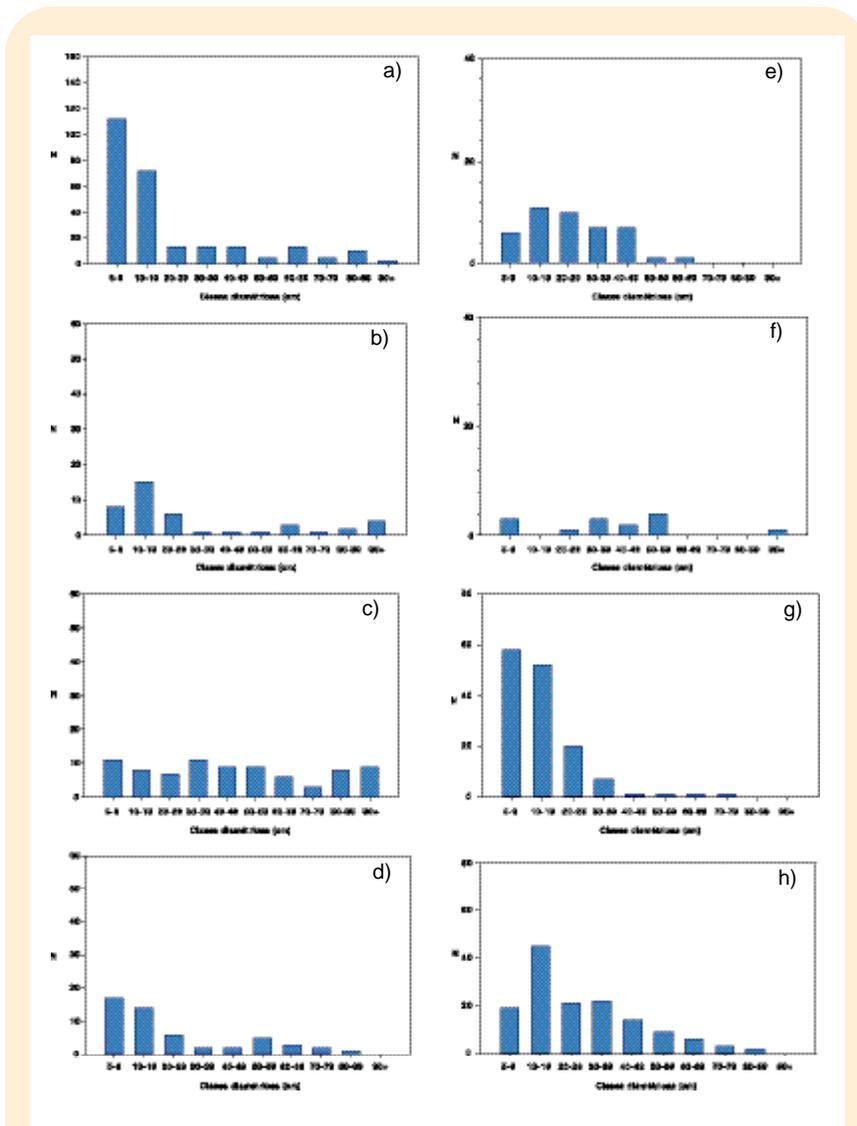


Figura 1. Distribución por clases diamétricas de las especies focales en 48,5 hectáreas en una zona de bosque de tierras bajas. (La escala varía en cada figura). a) *Carapa guianensis*, b) *Licania affinis*, c) *Lecythis ampla*, d) *Humiriastrum diguense*, e) *Dipteryx panamensis*, f) *Simarouba amara*, g) *Sacoglathis trichogyna*, h) *Vochysia ferruginea*. Los gremios corresponden: a, b, c, d, g) son generalistas y e, f, h) son heliófitas durables

estructuras poblacionales de estas especies pueden pasar de una J invertida inicial, a una forma de montículo en la regeneración de mayor edad debido al crecimiento rápido de algunos árboles y la mortalidad de los menos favorecidos (Finegan 1996). El hecho de que una especie como *V. ferruginea* presentara una distribución en forma de montículo, mientras que otra como *S. amara* tu-

viera el mayor número de árboles en la clase diamétrica menor, puede deberse a diferencias en la tasa de crecimiento o en el grado de tolerancia a la sombra (Finegan 1996).

Aplicación del esquema de Rabinowitz

El Cuadro 3 muestra las especies originalmente propuestas como focales asignadas a las ocho diferentes cate-

gorías de abundancia de Rabinowitz, de acuerdo con el Acápite Caracterización y análisis del estatus de cada especie propuesta como focal (pag. 54). En la evaluación de los resultados de este ejercicio es preciso tomar en cuenta lo subjetivo de la definición de límites entre categorías (Ver acápite citado anteriormente); asimismo, es necesario reconocer que el uso de otros límites puede producir resultados diferentes. Además, la categoría de abundancia a la que pertenece una especie determinada puede variar entre zonas. De las especies calificadas como poco comunes en nuestra zona de estudio, por ejemplo, algunas como *L. affinis* y *S. costaricensis* son más comunes en áreas adyacentes (Nelson Zamora, INBio, Costa Rica; Marlen Camacho, CATIE; Andrés Sanchún, FUNDECOR, Costa Rica, comunicaciones personales, y observaciones personales de los autores). Este tipo de variación en la abundancia de especies de árboles tropicales debido a la distribución geográfica es probablemente común (Pitman *et al.* 1999); por ello, sugerimos que la abundancia en los sitios o la zona bajo estudio debe ser el factor principal en la elección de un grupo de especies focales. Se debe plantear la meta de conservar especies en sus ámbitos geográficos actuales, sobre todo en el caso de especies endémicas como las dos mencionadas. La desventaja logística obvia asociada es que diferentes zonas podrían requerir, potencialmente, diferentes especies focales.

Nótese la presencia de seis de las especies en la primera categoría de abundancia, la única de las ocho que no se considera una forma de “rareza”. Estas especies fueron propuestas como focales principalmente con base en consideraciones como su crecimiento lento y dependencia de vertebrados cinegéticos para la diseminación de semillas (Acápite Evaluación de la abundancia y distribución de las especies arbóreas focales, pag. 53). No obstante, la cate-

goría de abundancia a la que pertenecen, junto con el hecho de que los individuos inmaduros constituyen una proporción alta de la población (Figura 1, Gallego 2002), indican que, actualmente, no deben priorizarse como especies susceptibles al declive o la extinción local en la zona de estudio. En el otro extremo del rango de sensibilidad potencial, *L. affinis*, *V. cooperi* y *S. costaricensis* fueron poco comunes y son endémicas en Mesoamérica. Adicionalmente, la proporción de individuos inmaduros es baja en las poblaciones de cada una de estas especies (Figura 1, Gallego 2002); dos de ellas –*V. cooperi* y *S. costaricensis*– son de alto valor comercial (Cuadro 1). El hecho de que *S. costaricensis* esté vedada probablemente no representa una restricción efectiva de su aprovechamiento en la práctica, por lo cual el impacto humano en sus poblaciones es probablemente significativo. Estas especies debieran de priorizarse como susceptibles al declive o la extinción local en la zona de estudio, y su carácter de especies endémicas puede tomarse como criterio adicional para aumentar su grado de prioridad.

Otras consideraciones sobre el grado de susceptibilidad lo muestran *S. trichogyna* y *E. costaricensis*, también propuestas como focales. Ambas especies fueron calificadas como comunes; sin embargo, *S. trichogyna* presentó una abundancia de apenas 1,1 individuos/ha, lo que demuestra las limitaciones de estas categorías arbitrarias de abundancia. Este hecho, junto con su distribución geográfica restringida a Mesoamérica, puede llevar al reconocimiento de la susceptibilidad de la especie. Tanto *S. trichogyna* como *E. costaricensis* presentaron el mayor número de individuos en la clase diamétrica menor, pero por otra parte, son dispersadas principalmente por mamíferos grandes, lo que significa una limitación potencial adicional sobre la viabilidad de sus poblaciones.

Especies propuestas como focales con baja abundancia pero con una distribución geográfica amplia (Mesoamérica y Suramérica) fueron *L. ampla*, *H. diguense*, *H. alchorneoides* y *A. spruceanum* (Cuadro 3). Estas especies son vulnerables en la zona de estudio pero, probablemente, no en todo su ámbito de distribución geográfica. En el caso de *L. ampla*, debido a la abundancia aparentemente baja de su regeneración, se requiere investigación sobre la ecología reproductiva para determinar impactos humanos a este nivel.

No hay reglas fijas para tomar decisiones sobre medidas de protección y manejo de poblaciones de especies; por ello, estudios como el nuestro pueden reducir pero no eliminar la subjetividad, sobre todo en lo que respecta a una buena base de información de campo. A pesar de la advertencia de Possingham *et al.* (2002, ver Acápite Selección de las especies estudiadas, pag. 52), la necesidad de priorizar nos lleva a seleccionar todas las especies preseleccionadas que mostraron una baja abundancia en el campo, más dos de distribución geográfica limitada que aunque fueron consideradas comunes, presentaron abundancias cercanas al límite de un árbol/ha que separa a las especies comunes de las especies poco comunes. Con base en los factores descritos, es posible proponer para la zona de estudio ocho especies focales: *Lecythis ampla*, *Humiriastrum diguense*, *Hyeronima alchorneoides*, *Aspidosperma spruceanum*, *Sacoglottis trichogyna*, *Eschweilera costaricensis*, *Licania affinis* y *Sclerolobium costaricensis* (Cuadro 3), cuatro heliófitas durables y cuatro esciófitas, todas menos dos sujetas al aprovechamiento para madera (Cuadro 1). Según el supuesto básico de la aproximación de Lambeck (1997), al mantener sus poblaciones viables en la zona de estudio se mantiene también el hábitat adecuado para muchas otras especies arbóreas. Por lo contrario, evi-

Cuadro 3.

Distribución de las especies propuestas como focales según categorías de abundancia adaptadas de Rabinowitz (1981) citado por Gaston (1994)

La combinación de los dos niveles de cada uno de los tres factores –distribución geográfica, requerimientos de hábitat y abundancia local- genera ocho categorías de abundancia, de las cuales todas, menos la de especies generalistas (distribución geográfica amplia y localmente comunes), se consideran una forma de “rareza”

Distribución geográfica				
Amplia Mesoamérica y Suramérica			Limitada endémica a Mesoamérica	
Requerimientos de hábitat			Requerimientos de hábitat	
Abundancia local	Generalistas	Especialistas	Generalistas	Especialistas
Común: >1 individuo/ha	<i>Carapa guianensis</i> <i>Dipteryx panamensis</i> <i>Pouteria durlandii</i> <i>Pouteria filipes</i> <i>Elaeoluma glabrescens</i> <i>Tetragastris panamensis</i>	—	<i>Eschweilera costaricensis</i> <i>Sacoglottis trichogyna</i>	—
Poco común: <1 individuo/ha	<i>Lecythis ampla</i> <i>Humiriastrum diguense</i> <i>Hyeronima alchorneoides</i> <i>Aspidosperma spruceanum</i>	—	<i>Licania affinis</i> <i>Sclerolobium costaricense</i> <i>Vitex cooperi</i>	—

dencias de un declive en alguna población sugieren la necesidad de tomar medidas correctivas para el manejo del hábitat. A esta lista de especies potenciales para el monitoreo se debiera agregar *Dipteryx panamensis* por su importancia ecológica y como especie bandera para la conservación, además de las características de su población en el campo.

Dos consideraciones básicas sobre la conservación de especies arbóreas en nuestra zona de estudio son claras y no requieren de información adicional de campo. La primera es que todas estas especies arbóreas dependen, para la viabilidad de sus poblaciones, de la permanencia del hábitat boscoso en el paisaje con grados relativamente bajos de perturbación; por ejemplo, los grados típicos para bosques bien manejados bajo criterios de sostenibilidad. Hasta la fecha, no hay evidencias claras de que los bosques remanentes de la zona se estén degradando internamente debido a efectos de borde, de área o de aislamiento (Rodríguez 2001, Forero y Finegan 2002, Gallego 2002), de manera que una propuesta mínima de manejo de paisaje para conservar las especies de-

pendientes del bosque en la zona debe buscar mantener la situación actual. Un adecuado manejo de la cacería es un prerrequisito para la conservación de especies arbóreas diseminadas por vertebrados. No obstante, algunos tipos de bosque son más extensos que otros en la zona y es posible que las necesidades de manejo y de restauración varíen entre tipos de bosque; por otra parte, los diferentes tipos pueden requerir de diferentes conjuntos de especies focales.

La segunda consideración básica es la intensidad del aprovechamiento maderero de las especies comerciales dentro de la propuesta final de focales. Varias de estas especies son de valor comercial alto o mediano y, en este momento en Costa Rica, la intensidad de aprovechamiento de sus poblaciones es limitada por dos elementos de la ley forestal: se permite cortar el 60% de los individuos potencialmente aprovechables; pero si la abundancia de la especie a un diámetro de >30 cm dap, en un área de aprovechamiento determinada es inferior a un árbol cada tres hectáreas, su corta es prohibida en esa área. Estas restricciones induda-

blemente proveen un grado de protección a las especies más susceptibles al declive de sus poblaciones.

Las ideas expuestas en este artículo ofrecen bases para avanzar más allá de restricciones sencillas y globales, como las vedas nacionales, y proponer un reglamento para el aprovechamiento de especies a nivel individual con base en criterios ecológicos y de biología de la conservación. Este planteamiento no tiene el objetivo de buscar restricciones aún más severas al aprovechamiento forestal, sino de buscar restricciones apropiadas y bien fundamentadas: la investigación adicional necesaria perfectamente puede mostrar que las restricciones severas no son, en realidad, necesarias. Por ejemplo, nuestros datos señalan que, al menos en la zona de estudio, se justifican restricciones en el aprovechamiento de algunas especies; pero además sugieren que otras especies, como *Carapa guianensis* y *Tetragastris panamensis*, pueden seguir siendo aprovechadas dentro del contexto del manejo forestal sostenible.

Este estudio es un primer caso donde la experiencia en desarrollo de ideas y metodologías ha sido tan

importante como los resultados. Se debe continuar desarrollando propuestas como la nuestra. Se puede considerar, por ejemplo, que el objetivo de conservar las especies *más* susceptibles al declive poblacional, y aplicar medidas correctivas si comienzan a declinar -este es uno de los supuestos básicos del planteamiento de Lambeck- es demasiado exigente. Pudiera ser que las especies más susceptibles se perdieran de un paisaje o de una región si se conserva el 99% restante. Esta pregunta es pertinente, aunque no aplica para la mayor parte del Corredor Biológico Mesoamericano, donde aún hay extensiones importantes de bosque y se goza el lujo de poder plantear objetivos ambiciosos de conservación. Otro punto es que el enfoque aplicado para la identificación de especies susceptibles al declive de sus poblaciones mantiene algunas decisiones subjetivas o hasta arbitrarias -por ejemplo, la definición de los dos niveles de amplitud de distribución geográfica, o el límite que divide especies comunes de especies poco comunes. También, en bosques tropicales hay tantas especies arbóreas que se podría seleccionar quince especies focales taxonómicamente diferentes a las nuestras y con una gama similar de características (nuestra elección también tuvo su grado de subjetividad). En este sentido, nótese que nuestro estudio identifica cinco especies arbóreas sensibles en la zona de estudio que no se incluyen en las listas actuales: *L. affinis*, *H. alchorneoides*, *S. trichogyna*, *E. costaricensis* y *V. cooperi*.

Pero en relación con el concepto de especies indicadoras, una consideración de rigor científico es de importancia primordial: la propuesta de Lambeck, de que las tendencias de las poblaciones del conjunto de especies focales representan o indican las tendencias de las especies arbóreas sensibles en general, es una hipótesis y no un hecho demostrado.

Por supuesto, la amenaza de la pérdida de la biodiversidad requiere que planteemos y probemos conceptos como el de especies focales, que a pesar de sus elementos subjetivos y la incertidumbre que los acompañan, representan nuestros mejores esfuerzos en cuanto a la aplicación del conocimiento científico a la evaluación y al manejo de la biodiversidad. En este momento, el monitoreo de especies focales serviría para generar más información de la que actualmente tenemos, pero no daría información confiable sobre especies arbóreas más allá de las monitoreadas. Debido al tiempo que se requeriría para probar la hipótesis, se recomienda el uso de enfoques sencillos de modelaje de la dinámica de poblaciones como los aplicados por Zagt (1997) y Condit *et al.* (1998). No obstante, al presente trabajo se le dará seguimiento para probar si las especies seleccionadas como focales son indicadoras de un grupo mucho más grande de especies. Actualmente, sin embargo, un contexto en el que consideramos que definitivamente se debe evaluar la necesidad de monitorear una especie arbórea es cuando está siendo aprovechada y, según un análisis como el nuestro, su población es susceptible al declive; los que se benefician del aprovechamiento deben responsabilizarse por cualquier monitoreo (Finegan *et al.* 2003). En tales casos, se monitorea solamente la especie valiosa, ya que no hay bases para considerarla indicadora. Finalmente, recomendamos que ante las amenazas serias e inmediatas a la biodiversidad de nuestra región se analice, en cada situación, si un programa de monitoreo es realmente la mejor inversión que pueden hacer gobiernos, sector privado y sociedad civil, y si no es mejor invertir en programas participativos para detener la deforestación y la degradación de ecosistemas e incentivar la conservación en paisajes fragmentados (Sheil 2001) mientras que, paralelamente,

se desarrollan herramientas de monitoreo relevantes, prácticas y científicamente bien fundamentadas.

Conclusiones

- Dos enfoques teóricos potencialmente aplicables para fines de evaluación y manejo de poblaciones de especies arbóreas son la selección de un grupo de especies con características ecológicas que potencialmente las hacen susceptibles al declive de sus poblaciones (las especies focales de Lambeck), y la asignación de especies a las categorías de “rareza” de Rabinowitz. Estos enfoques fueron combinados para la selección, con base en un juego integral de criterios, de un grupo de especies focales susceptibles al declive de sus poblaciones o la extinción local en la zona norte de Costa Rica. La generación de información de campo confiable sobre el tamaño y la estructura de las poblaciones de especies arbóreas es un componente imprescindible en este proceso.
- Cualquier herramienta de monitoreo de la biodiversidad tropical se propone dentro de un marco de información inadecuada y se fundamenta, por lo tanto, en decisiones subjetivas y supuestos que deben de ser presentados de manera transparente a potenciales usuarios de la herramienta. Entre las decisiones subjetivas señaladas en el presente trabajo están la manera de distinguir entre distribuciones geográficas amplias y estrechas y entre especies comunes y poco comunes.
- Dentro del contexto de la gran riqueza botánica de los bosques tropicales, cualquier ejercicio de este tipo probablemente permite identificar especies de alguna manera amenazadas que no se encuentran en las listas existentes. El presente estudio encontró cinco.
- Para casi cualquier propuesta de indicador de biodiversidad, se su-

pone que la especie o el grupo indicador realmente son representativos de un grupo mucho más grande de especies que por razones logísticas no pueden ser monitoreadas directamente. Esa hipótesis se comprobará con el seguimiento a este estudio.

- El monitoreo de especies focales representa una inversión significativa de recursos; entonces, que la abundancia baja sea un criterio importante para la selección de especies focales significa que áreas grandes deben de ser muestreadas para conseguir datos relevantes. Adicionalmente, la variación de la abundancia local a través de las distribuciones de las es-

pecies significa que una especie puede ser sensible y seleccionada como focal en una zona, pero no en otra. Dentro del contexto usual de escasos recursos para la conservación en los países tropicales, la asignación de recursos a actividades más sencillas y prácticas para combatir amenazas serias, tales como el control de la deforestación o los incendios forestales para la conservación de hábitat, probablemente debiera de tener mayor prioridad que el monitoreo ecológico.

- La necesidad de monitorear se da principalmente donde se está aprovechando una especie susceptible al declive de su población. 🌱

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Organización Internacional de Maderas Tropicales (ITTO) y al WWF Centroamérica por el apoyo financiero para el desarrollo de la investigación.

A la Escuela de Postgrado y la Cátedra de Ecología en el Manejo de Bosques Tropicales del CATIE.

A la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) por la valiosa información que nos facilitaron y el apoyo logístico durante la fase de campo.

A Marlen Camacho quien aportó comentarios constructivos y útiles sobre el trabajo.

Literatura citada

- Carrillo, E; Wong, G; Cuarón, A. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas with different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14 (6):1580-1591.
- Chassot, O; Monge, G. 2002. Corredor Biológico San Juan-La Selva: Ficha Técnica. San José, Costa Rica, Centro Científico Tropical. 74 p.
- Clark, DB; Clark, DA. 1987. Population ecology and microhabitat distribution of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rain forest emergent tree. *Biotropica* 19 (3): 236 - 244.
- Condit, R; Sukumar, R; Hubbell, SP; Foster, RB. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test from a tropical tree community. *American Naturalist* 152:495-509.
- Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121:159-176.
- Finegan, B; Hayes, JP; Delgado, D; Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico en Bosques de Alto Valor para la Conservación certificados por el FSC: una guía para certificadores y manejadores en el trópico húmedo. San José, Costa Rica, WWF Centroamérica. (En prensa).
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first hundred years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11:119-124.
- Forero M, LA; Finegan, B. 2002. 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. *Revista Forestal Centroamericana* 38:39-43.
- Gallego C, B. 2002. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadoras en una zona de bosque muy húmedo tropical, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 104 p.
- Gascon, KJ. 1994. *Rarity*. London, UK, Ed. Chapman & Hall. 201 p.
- Holdridge, LR. 1978. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica, IICA. 159 p. (Serie libros y materiales educativos No. 34)
- Hubbell, SP; Foster, RB. 1986. Commonness and rarity in a neotropical rain forest: implications for tropical tree conservation. In Soulé, ME ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Massachusetts, USA, Sinauer Associates. p. 205-232.
- Instituto Tecnológico de Costa Rica. 2000. Atlas de Costa Rica (en línea). Disponible en <http://www.esri.com/software/arcexplorer/aedown/oaad.html>.
- Jiménez Madrigal, Q. 1999. Árboles maderables en peligro de extinción en Costa Rica. 2 ed. San José, Costa Rica, INBio. 187 p.
- Lambeck, RJ. 1997. Focal Species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11 (4):849-856.
- Lindenmayer, DB; Franklin, JF. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Washington, Island Press. 351 p.
- Martini, AMZ; Rosa, NA, de. 1994. An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Environmental Conservation* 21(2):152-162.
- Possingham, HP; Andelman, SJ; Burgman, MA; Medellín, RA; Master, LL; Keith, DA. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution* 17(11):503-507.
- Pitman, NCA; Terborgh, J; Silman, MR; Nuñez V, P. 1999. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. *Ecology* 80:2651 - 2661.
- Rodríguez, JM. 2001. Producción de frutos de *Virola koschnyii* Warb. y *Simarouba amara* Aubl. en un paisaje fragmentado de la zona norte de Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 34:52-56.
- Sánchez-Azofeifa, GA. 2001. Deforestation in Costa Rica: a quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica* 33(3):378-384.
- Sheil. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities and distractions. *Conservation Biology* 15(4):1179-1182.
- Zagt, RJ. 1997. Tree demography in the tropical rain forest of Guyana. Georgetown, Guyana, Tropenbos-Guyana Programme. 251 p. (Tropenbos-Guyana Series 3).