

Diego Tirira S. (ed.):
Biología, sistemática y conservación de los Mamíferos del Ecuador.
Museo de Zoología, Centro de Biodiversidad y Ambiente,
Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
Publicación Especial 1:83–92, Quito (1998).

LA FRAGMENTACIÓN DE LOS BOSQUES Y LA CONSERVACIÓN DE LOS MAMÍFEROS

Luis Suárez M.¹

RESUMEN

Estudios recientes han concluido que la fragmentación de los bosques constituye una grave amenaza para la conservación de la fauna silvestre en el mundo. La conversión de los bosques para actividades agrícolas, urbanas o industriales y las operaciones forestales a gran escala están produciendo un mosaico de áreas protegidas embebidas en una matriz alterada. Este artículo describe los impactos de la fragmentación de los bosques sobre la fauna silvestre y las implicaciones para la conservación de las áreas protegidas. La fragmentación puede provocar la extinción de muchas especies debido a la acción acumulativa de seis factores estrechamente relacionados: reducción del área, efectos del aislamiento, pérdida de heterogeneidad de hábitats en los remanentes, efectos de borde, amenazas externas y extinciones secundarias. El diseño y el manejo de parques y reservas pueden evitar o mitigar los impactos negativos de la fragmentación de los bosques y mejorar la efectividad de las áreas protegidas en la conservación de los mamíferos silvestres.

INTRODUCCIÓN

La conversión de los bosques para el establecimiento de zonas agrícolas, industriales y urbanas está provocando la reducción y el aislamiento de las áreas

¹ Fundación EcoCiencia, Isla San Cristóbal 1523 e Isla Seymour, Apdo. 17–12–257, Quito, Ecuador (luch@ecocia.ecx.ec).

naturales. Este proceso, conocido como fragmentación, ha sido especialmente severo en los bosques templados de Asia, Europa y Norteamérica, donde las áreas naturales se encuentran reducidas, aisladas y rodeadas de hábitats alterados por el hombre (Wilcove et al., 1986). En la actualidad, la fragmentación de los bosques también está aumentando rápidamente en las regiones tropicales debido a las presiones demográficas, económicas y sociales que provocan la conversión anual de miles de hectáreas de bosque húmedo tropical a pastos y cultivos. La fragmentación de los bosques occidentales del Ecuador es un claro ejemplo de este proceso. En efecto, Dodson y Gentry (1993) estiman que existe menos del 8% de la superficie original de los bosques de la Costa. Esta superficie remanente se encuentra altamente fragmentada en pequeñas "islas" de bosque rodeadas de cultivos y pastizales.

La reducción y el aislamiento de los bosques están produciendo un mosaico de parques nacionales y otras áreas protegidas embebidas en una matriz alterada. Estudios recientes demuestran que la fragmentación de los bosques es la principal amenaza para la conservación de la diversidad biológica y constituye una de las mayores causas para la extinción de las especies.

Este artículo describe los impactos que la fragmentación puede provocar en las poblaciones de mamíferos silvestres, discute las implicaciones para la conservación y presenta algunas alternativas para la planificación y el manejo de áreas protegidas a fin de evitar o reducir los impactos negativos de este proceso.

FRAGMENTACIÓN Y EXTINCIÓN DE ESPECIES

A medida que la fragmentación avanza, el tamaño de los bosques disminuye, mientras la distancia entre los remanentes y la proporción de borde versus interior del bosque aumentan (Wiens, 1985; Wilcox y Murphy, 1985). Este proceso resulta en la extinción de muchas especies debido a la acción acumulativa de seis factores estrechamente relacionados: la reducción del área, los efectos del aislamiento, la pérdida de heterogeneidad de hábitats en los remanentes, los efectos de borde, las amenazas externas y las extinciones secundarias (Fig. 1).

REDUCCIÓN DEL ÁREA

Cada especie necesita de una superficie mínima para satisfacer sus requerimientos ecológicos y mantener una población viable (Frankel y Soulé, 1981). La reducción del área boscosa provoca una disminución de los recursos disponibles, lo cual, a su vez, afecta el tamaño de las poblaciones de algunas especies. Las especies raras o con densidades poblacionales bajas tienen una mayor probabilidad de extinción local debido a eventos demográficos aleatorios

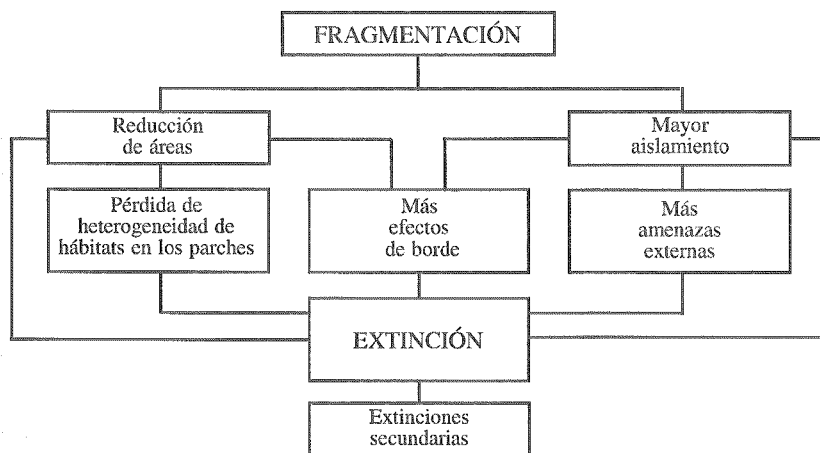


FIGURA 1. Fragmentación de hábitats y extinción de especies. Esquema del proceso de fragmentación y acción acumulativa de seis factores estrechamente relacionados: reducción del área, efectos del aislamiento, pérdida de heterogeneidad de hábitats en los remanentes, efectos de borde, amenazas externas y extinciones secundarias.

o estocásticos y a la pérdida de variabilidad genética (Soulé, 1983). Además, ciertas especies desaparecen de los parches pequeños cuando el área es demasiado reducida para satisfacer sus requerimientos territoriales. Los animales grandes, particularmente los carnívoros, son más vulnerables a la pérdida de área debido a que poseen territorios más extensos y densidades poblacionales más bajas (Terborgh, 1974; Gittleman y Harvey, 1982; Harris, 1984).

Varios estudios en los bosques templados y tropicales han demostrado que la reducción del área afecta la abundancia y composición de la fauna silvestre en una reserva. La reducción del área afecta principalmente a las especies con territorios grandes y a los especialistas del interior del bosque. Por ejemplo, el puma (*Puma concolor*) ha desaparecido en el Centro Científico Río Palenque, un remanente de 87 hectáreas de bosque muy húmedo tropical en el occidente del Ecuador, actualmente rodeado de cultivos de banano, maíz y palma africana (Leck, 1979).

EFECTOS DEL AISLAMIENTO

Las extinciones locales en los parches de bosque pueden ser aliviadas por la inmigración de individuos desde otras áreas, el llamado "efecto de rescate" (Brown y Kodric-Brown, 1977). Sin embargo, la fragmentación de

los bosques reduce las fuentes potenciales de inmigrantes y aumenta la distancia entre las áreas naturales, disminuyendo la frecuencia de dispersión de los organismos entre los parches. La distribución espacial de los remanentes naturales y la agilidad de los organismos determina el grado de aislamiento. Si la distancia entre los remanentes es demasiado grande el mantenimiento en una reserva de las especies que habitan exclusivamente en áreas naturales dependerá únicamente de su reproducción local. Sin embargo, las especies con poblaciones pequeñas y aisladas son proclives a la pérdida de variabilidad genética y, por lo tanto, tienen una mayor probabilidad de extinción local (Soulé, 1983).

Los animales que no pueden cruzar hábitats convertidos o modificados por el ser humano, debido a limitaciones físicas o etológicas, tienden a desaparecer en las áreas naturales pequeñas y aisladas. En contraste, las especies capaces de cruzar estas barreras pueden utilizar varios parches de bosque para cubrir sus requerimientos ecológicos, mantener el flujo de genes entre las poblaciones y aliviar las extinciones locales en áreas pequeñas y aisladas mediante frecuentes recolonizaciones (Mader, 1984). Algunos estudios sugieren que la existencia de corredores puede minimizar el aislamiento de las poblaciones de algunas especies de mamíferos pequeños, al favorecer la dispersión de individuos entre los parches de bosque (Middleton y Merriam, 1981; Henderson et al., 1985).

En la actualidad, algunas especies amenazadas están restringidas a reservas completamente aisladas. La conservación de estas especies depende de la protección de reservas lo suficientemente grandes para mantener poblaciones viables y del establecimiento de corredores que permitan la dispersión de individuos entre las reservas.

PÉRDIDA DE LA HETEROGENEIDAD DE HÁBITATS

Todos los ecosistemas son mosaicos de diferentes condiciones ambientales o recursos, cuya distribución temporal y espacial varía creando distintos hábitats y microhábitats disponibles para las plantas y los animales (Wiens, 1985). En general, la heterogeneidad de hábitats aumenta con el tamaño del bosque; las áreas grandes proveen recursos a un mayor número de especies y a más individuos por especie. En contraste, los remanentes pequeños carecen de algunos hábitats o microhábitats encontrados antes de la fragmentación o su disponibilidad no es suficiente para cubrir los requerimientos de ciertas especies, particularmente de aquellas con necesidades muy específicas.

La heterogeneidad espacial y temporal de los hábitats es una característica fundamental que contribuye a la integridad y continuidad de los sistemas ecológicos. El diseño y el manejo de las áreas protegidas requieren de un mejor conocimiento sobre la dinámica de los ecosistemas naturales y una información

más detallada sobre los requerimientos ecológicos de las especies, a fin de evitar la pérdida de heterogeneidad de hábitats.

EFFECTOS DE BORDE

Los efectos de borde se refieren a la penetración de condiciones físicas y al impacto de las especies del borde sobre los hábitats y especies del interior del bosque. Físicamente, el ancho del borde es influenciado por el aspecto y la exposición al viento, lo que provoca diferencias de temperatura, humedad y penetración del viento y de la luz hacia el interior (Ranney et al., 1981). Biológicamente, el ancho del borde depende de los requerimientos ecológicos y del comportamiento de cada especie, y de las interacciones entre los organismos del borde y los del interior del bosque.

La cantidad de borde en un remanente de bosque depende de su tamaño y de su forma (Forman y Godron, 1986). Los remanentes más grandes tienen una proporción mayor de interior versus borde que los remanentes pequeños. Así mismo, los parches circulares tienen una proporción mayor de interior versus borde que los parches alargados, siendo sus superficies iguales.

En los paisajes fragmentados los remanentes naturales tienden a ser cada vez más pequeños, aislados y de forma irregular, lo cual incrementa los efectos de borde. La acción combinada de los efectos físicos y biológicos de borde puede cambiar la composición y la estructura de la comunidad en las reservas pequeñas, aisladas e irregulares.

AMENAZAS EXTERNAS

Como se mencionó anteriormente, la fragmentación produce un mosaico de remanentes boscosos rodeados de una matriz alterada. Las actividades humanas en los alrededores, como la deforestación, la cacería, la contaminación industrial o la fumigación con pesticidas, pueden afectar las condiciones físicas y biológicas dentro de las áreas naturales. Por ejemplo, Janzen (1983, 1986) describió la invasión de plantas y animales de hábitats intervenidos hacia el interior del Parque Nacional Santa Rosa, en Costa Rica.

Otras interacciones también ocurren en dirección contraria, cuando las especies del bosque penetran en las zonas aledañas. En ocasiones las poblaciones de algunas especies silvestres son subsidiadas por los hábitats externos y cuando retornan al bosque causan serios trastornos ecológicos. En otros casos, las especies silvestres salen de las reservas y causan daños a los cultivos o son exterminadas por cazadores furtivos (Janzen, 1986).

Los requerimientos de hábitat, las densidades poblacionales y el comportamiento de dispersión dentro y fuera de los remanentes pueden afectar la dirección y frecuencia de los movimientos de una especie a través de los

límites del bosque (Janzen, 1986; Stamps et al., 1987). Como en el caso de los efectos de borde, los remanentes de bosque más pequeños, aislados y de forma irregular están más expuestos a las amenazas externas.

EXTINCCIONES SECUNDARIAS

Las extinciones causadas por los factores anteriores pueden ocasionar extinciones adicionales, como resultado de los cambios en las interacciones de las especies de una comunidad (Wiens, 1985; Wilcox y Murphy, 1985). Por ejemplo, la extinción de pumas y aves rapaces en los remanentes de bosque en el este de los Estados Unidos ha resultado en un incremento de las densidades poblacionales de omnívoros y predadores pequeños, los cuales, a su vez, han provocado la disminución de algunas especies de aves (Wilcove et al., 1986).

Así mismo, la extinción de algunas especies claves en los bosques tropicales puede causar una cascada de extinciones secundarias, debido a que estas comunidades poseen interacciones ecológicas más elaboradas y complejas (Gilbert, 1980; Terborgh, 1986). Por ejemplo, la extinción de pecaríes en algunos remanentes de bosque tropical ha provocado la extinción local de cuatro especies de sapos que se reproducen únicamente en los charcos fangosos construidos y mantenidos por los pecaríes (Zimmerman y Bierregaard, 1986).

Aunque se necesitan más investigaciones ecológicas para comprender mejor las interacciones específicas, las evidencias actuales sugieren que la fragmentación de los bosques inicia un proceso de extinción que puede causar, a su vez, la reducción adicional de la diversidad biológica a través de extinciones secundarias.

IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN DE ÁREAS PROTEGIDAS

Las tendencias actuales indican que la conversión de los bosques para actividades agrícolas, urbanas o industriales y las operaciones forestales (muchas veces con especies no nativas) a gran escala continuarán fragmentando las áreas naturales en todas las regiones boscosas del mundo. La principal esperanza para la conservación de la fauna silvestre en condiciones naturales radica en el establecimiento de sistemas de áreas protegidas. El estudio del proceso de la fragmentación puede ayudar a planificar el diseño (tamaño, número y distribución) y el manejo de áreas protegidas.

Las evidencias apoyan el establecimiento de áreas protegidas grandes, numerosas y cercanas entre sí. Las reservas grandes pueden abarcar mejor la diversidad de especies presentes en una comunidad determinada, incluyendo especialistas del interior del bosque y especies con requerimientos territoriales

grandes. También pueden servir como fuentes de inmigrantes para otras poblaciones y tienen mayor probabilidad de cubrir una amplia gama de hábitats y, por lo tanto, proteger a un mayor número de individuos y especies. Además, las áreas protegidas grandes y aproximadamente circulares pueden reducir o mitigar los efectos de borde y las amenazas externas.

Las interacciones entre los bosques naturales y las zonas aledañas deben ser consideradas en la planificación y en el manejo de las áreas protegidas. Por ejemplo, el establecimiento de zonas de amortiguamiento puede reducir los efectos de borde y mitigar los impactos de las amenazas externas. La abundancia y la proximidad de las áreas protegidas permiten incluir una mayor diversidad de hábitats, facilitan el intercambio genético entre las poblaciones y aumentan la probabilidad de recolonización en caso de extinciones locales. Así mismo, el mantenimiento o la creación de corredores biológicos puede facilitar el intercambio de individuos entre las reservas. En este sentido, las poblaciones pequeñas de los remanentes boscosos pueden actuar como una "metapoblación", en la cual las poblaciones locales (subpoblaciones) interactúan a través de los individuos que se movilizan entre las poblaciones (Hanski y Gilpin, 1991). La aplicación del concepto de metapoblación en la conservación implica que varias poblaciones pequeñas de una especie son manejadas como una sola población, cuyo tamaño colectivo puede ser suficientemente grande como para permitir su persistencia a largo plazo, a pesar de problemas genéticos, demográficos y ambientales.

La persistencia a largo plazo de una metapoblación depende del número de subpoblaciones, de la tasa de movimiento de individuos entre las subpoblaciones y de la tasa de extinción de cada subpoblación (Shaffer, 1985). Por lo tanto, el manejo de una metapoblación incluye la protección de un conjunto de áreas reproductivas núcleo (por ejemplo, parques nacionales o reservas ecológicas), conectadas mediante rutas de dispersión o corredores biológicos para mantener el flujo genético entre las subpoblaciones y mitigar las extinciones locales a través de frecuentes recolonizaciones (Fig. 2).

Finalmente, el manejo continuo de las poblaciones también es imprescindible para prevenir la pérdida de algunas especies en las áreas protegidas. Por ejemplo, la eliminación de especies introducidas puede ser necesaria en muchas reservas, mientras que el manejo genético intensivo puede ser indispensable para aumentar las densidades poblacionales y prevenir la pérdida de variabilidad genética de algunas especies en ciertas áreas protegidas, mediante la traslocación y reintroducción de individuos de diferentes poblaciones. Así mismo, en algunos casos es posible que se requieran disturbios artificiales, para mantener la heterogeneidad temporal y espacial en una reserva, aunque el tipo, tamaño, distribución y frecuencia de tales prácticas necesitan ser cuidadosamente monitoreados.

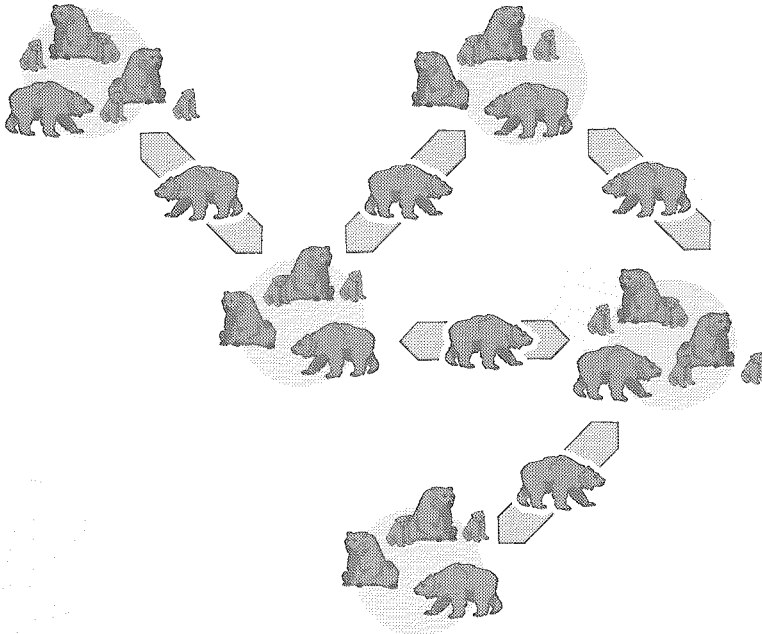


FIGURA 2. La aplicación del concepto de “metapoblación” en la conservación de mamíferos silvestres en hábitats fragmentados implica que varias poblaciones pequeñas (subpoblaciones) son manejadas como una sola población, mediante la dispersión de individuos entre las subpoblaciones.

En conclusión, el diseño y el manejo de sistemas de áreas naturales protegidas pueden evitar o mitigar los impactos negativos de la fragmentación y asegurar la conservación de los mamíferos silvestres y el mantenimiento de los procesos ecológicos.

LITERATURA CITADA

- Brown, J. H. y A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effects of immigration on extinction. *Ecology* 58:445-449.
- Dodson, C. H. y A. H. Gentry. 1993. Extinción biológica en el Ecuador occidental. Pp. 27-57 en: P. A. Mena y L. Suárez (eds.), *La investigación para la conservación de la diversidad biológica en el Ecuador*. Fundación EcoCiencia. Quito.
- Forman, R. T. y M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. John Willey and Sons. New York. 619 pp.

- Frankel, O. H. y M. E. Soulé. 1981. Conservation and evolution. Cambridge University Press. Cambridge. 327 pp.
- Gilbert, L. E. 1980. Food web organization and conservation of Neotropical diversity. Pp. 11–34 *en*: M. E. Soulé y B. A. Wilcox (eds.), Conservation biology: an evolutionary-ecological approach. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Gittleman, J. L. y P. H. Harvey. 1982. Carnivore home-range size, meta-bolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10:57–63.
- Hanski, I. y M. Gilpin. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:3–16.
- Harris, L. D. 1984. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. The University of Chicago Press. Chicago. 211 pp.
- Henderson, M. T., G. Merriam y J. Wegner. 1985. Patchy environment and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic. *Biological Conservation* 31:95–105.
- Janzen, D. H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41:402–410.
- Janzen, D. H. 1986. The eternal external threat. Pp. 286–303 *en*: M. E. Soulé (ed.), Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Leck, C. F. 1979. Avian extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. *The Auk* 96:343–352.
- Mader, H. J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29:81–96.
- Middleton, J. y G. Merriam, 1981. Woodland mice in a farmland mosaic. *Journal of Applied Ecology* 18:703–710.
- Ranney, J. W., M. C. Bruner y J. B. Levenson. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. Pp. 65–95 *en*: R. L. Burgess y D. M. Sharpe (eds.), Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag. New York.
- Shaffer, M. L. 1985. The metapopulation and species conservation: the special case of the northern spotted owl. Pp. 86–99 *en*: R. J. Gutiérrez y A. B. Carey (eds.), Ecology and management of the spotted owl in the Pacific Northwest. US Forest Service, General Technical Report PNW-185.
- Soulé, M. E. 1983. What do we really know about extinction?. Pp. 111–124 *en*: C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. Macbryde y L. Thomas (eds.), Genetics and conservation: a reference for managing wild animal and plant populations. Benjamin Cummings, Menlo Park, CA.
- Stamps, J. A., M. Buechner y V. V. Krishnan. 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist* 129:533–552.

- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *BioScience* 24:715-722.
- Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. Pp. 330-344 *en*: M. E. Soulé (ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Wiens, J. A. 1985. Vertebrate responses to environmental patchiness in arid and semiarid ecosystems. Pp. 169-193 *en*: S. T. A. Pickett y P. S. White (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. New York.
- Wilcove, D. S., C. H. McLellan y A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pp. 237-256 *en*: M. E. Soulé (ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Wilcox, B. A. y D. D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125:879-887.
- Zimmerman, B. L. y R. O. Bierregaard. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography* 13:133-143.

Recibido en enero de 1997