

FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT Y MANEJO DE ÁREAS PROTEGIDAS

D. Granados-Sánchez¹; G. F. López-Ríos¹; J. L. Gama-Flores²

¹División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. C.P. 56230.

²Universidad Autónoma de México. Campus Iztacala. México, D.F.

RESUMEN

La fragmentación del hábitat ha sido un resultado colateral de la agricultura y la tala inmoderada que ha tenido muchos efectos adversos en las poblaciones de plantas, las cuales quedan como relictos en esos manchones o islas virtuales, donde pueden extinguirse.

La Teoría biogeográfica de islas explica desde el punto de vista ecológico, el número de especies presentes en las islas y similares (hábitats rodeados por ambientes hostiles a las especies). De acuerdo a esto, el número de especies presentes en una isla está determinado por el equilibrio que se establece entre la tasa de inmigración y la tasa de extinción, lo que a su vez está definido por su tamaño y la distancia al continente. Estos fundamentos tienen aplicación práctica en el diseño de Áreas Protegidas y Reservas Biológicas.

PALABRAS CLAVE: Extinción, Teoría de islas, Biogeografía, reservas ecológicas.

FRAGMENTATION OF HABITATS AND MANAGEMENT OF PROTECTED AREAS

SUMMARY

Fragmentation of habitats has been a collateral effect of agriculture and immoderate pruning that has had many adverse effects in plant populations, which remain as relicts in those spots or virtual islands where they may become extinct.

The biogeography theory of islands explains, from an ecological perspective, the number of species present in islands and similar habitats (surrounded by environments hostile to the species). According to this theory, the number of species present in an island is determined by the balance that is established between the rate of immigration and the rate of extinction, which is, in turn, defined by the island's size and its distance from the continent. These fundamentals have practical application in the design of Protected Areas and Biological Reserves.

KEY WORDS: Extinction, Theory of Islands, Biogeography, ecological reserves.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de las sociedades se fundamenta en la producción y reproducción de las condiciones materiales de vida, que se traduce en diferentes labores tales como la agricultura, la ganadería, la industria y la urbanización, entre otras; lo que trae consigo fuertes repercusiones en el medio natural, como es la destrucción de hábitats y con ello la afectación de la biodiversidad.

La sociedad humana ha utilizado una gran parte de la superficie terrestre para la agricultura, provocando que muchos organismos silvestres no puedan sobrevivir porque no se adaptan a ambientes agrícolas. De las áreas que quedan, muchas están fragmentadas o reducidas a pequeños parches o islas de vegetación original, rodeados de una matriz de tierras agrícolas u otras formas de uso de la tierra (Figura 1).

Las áreas más accesibles, las de topografía poco accidentada y las de alta productividad, son las primeras en ser alteradas para utilizarlas con fines agrícolas, asentamientos humanos o extracción forestal. La fragmentación ocurre también por la construcción de carreteras, vías ferroviarias, torres de alta tensión, bardas, etc. Los nuevos hábitats creados se vuelven barreras para unas especies y corredores para otras.

Este fenómeno de insularización consiste en la parcelación de hábitats naturales, dando lugar a una serie de bloques aislados. Las zonas naturales quedan separadas entre sí por la interferencia de extensiones ecológicamente perturbadas. Al producirse la fragmentación, las porciones que conservan su condición de hábitat natural, se comportan como islas para la mayoría de especies

que las habitan, debido a su incapacidad para sobrevivir en las zonas perturbadas (Figura 2).

El extenso uso de la tierra que acompaña el crecimiento de la población humana y su desarrollo, continuamente reduce y fragmenta los hábitats naturales. Con el tiempo, el tamaño promedio de los fragmentos, así como su área total disminuye (Wilcox y Murphy, 1985). La pérdida de hábitats y la reducción del área total del ecosistema, en conjunto repercute en la pérdida de diversidad biológica.

Los fragmentos creados difieren del hábitat continuo original en aspectos importantes en relación a sus atributos físicos como son: menor tamaño, mayor superficie de borde, su centro está más cercano a los bordes. Todo esto repercute en el aumento de la vulnerabilidad del ecosistema.

Como resultado, el flujo del agua, viento y nutrientes a través de la tierra y el microclima son alterados en forma importante. La fragmentación de los ecosistemas naturales, causa grandes cambios en el medio ambiente físico, así como en el biogeográfico.

El aislamiento físico y biótico repercute en la incapacidad de las especies para adaptarse al cambio y sobrevivir, y en general se refleja en la disminución del potencial de regeneración del ecosistema. Por ello, la dinámica de los fragmentos remanentes de vegetación original estará determinada por los factores que surjan del ambiente antropogénico circundante.

En los trópicos, la fragmentación forestal, está sucediendo a una tasa muy rápida. Por ejemplo, la pérdida de selva tropical en la Sierra de los Tuxtlas, Veracruz, en 20 años (de 1967 a 1986) por deforestación ha sido de un 84% (Figura 3) y se predice que para el año 2,000 sólo quedará un 8.7% de la selva original en forma de un archipiélago de pequeñas islas forestales. (Dirzo y García, 1992).

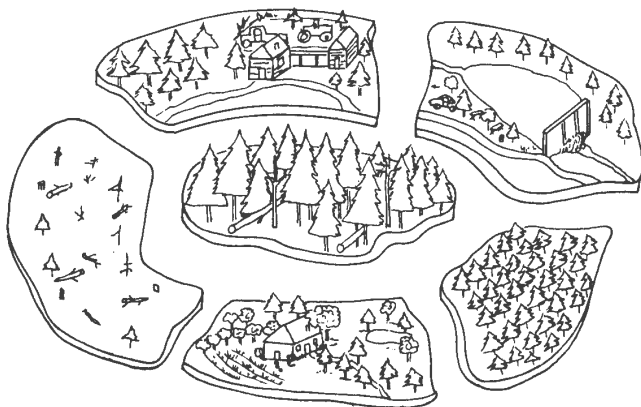


Figura 1. Fragmentación de un ecosistema por el hombre.

Figura 2. Una secuencia de fragmentación empieza por la formación de claros, los cuales cada vez son más grandes hasta convertir el hábitat natural en un paisaje antropogénico.

(c) 1 8986

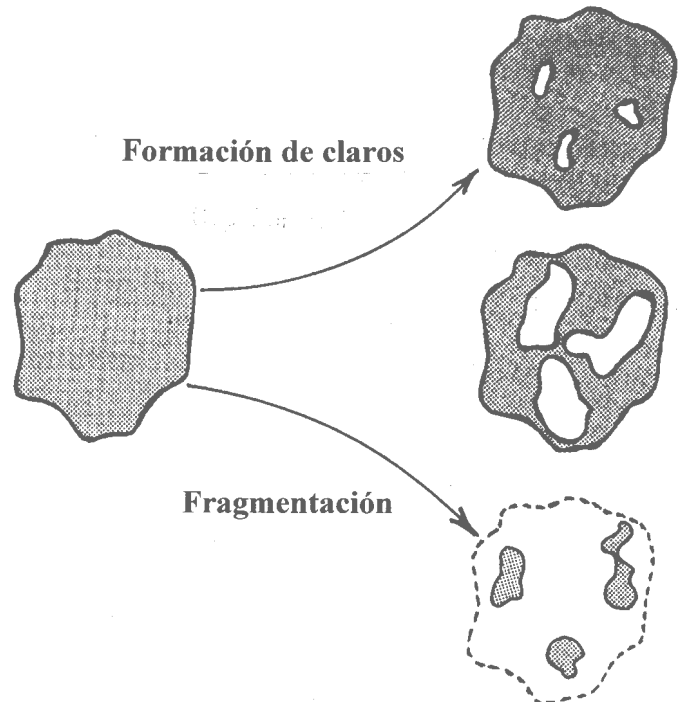
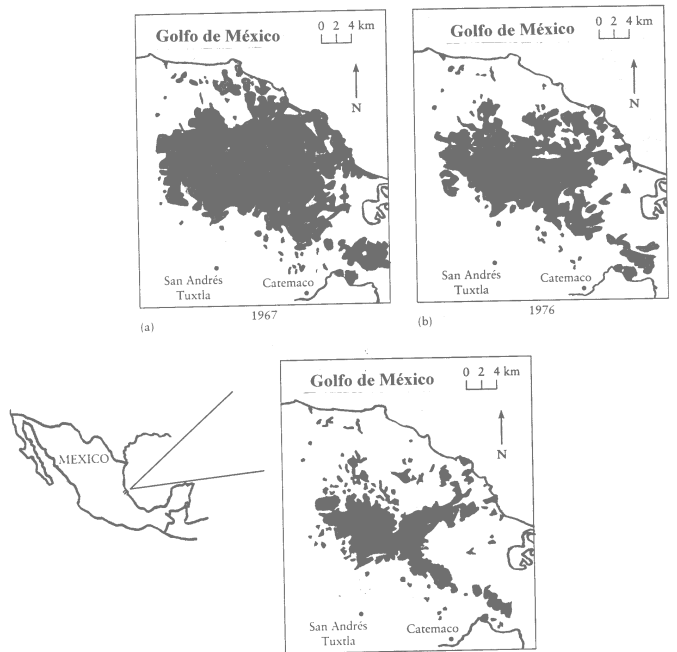


Figura 3. Deforestación en Veracruz (1967-1986). La vegetación del bosque tropical ha sido perturbada a razón de 4.2% al



año (Dirzo y García, 1992).

RELAJACIÓN

Cuando un hábitat es fragmentado, el número de especies que existían en el hábitat original sufre el fenómeno llamado "relajación", que consiste en la disminución del número de especies al pasar el tiempo. Mientras más pequeño es el fragmento, esta relajación es más rápida y la biodiversidad es cada vez menor (Brown y Kodric-Brown 1977)

En hábitats fragmentados se reduce el potencial para la dispersión y colonización de las poblaciones que quedan separadas. Lo que influye en la dinámica de las poblaciones en forma diferencial de acuerdo a las especies que las conforman:

1. Especies sensitivas al aislamiento que son afectadas por las barreras de dispersión creadas por la nueva matriz del hábitat, lo cual, puede ser inadecuado en cuanto a sus condiciones físicas (alta temperatura, baja humedad, etc.) o biológicas (depredadores, competidores).
2. Especies sensitivas al tamaño del área debido a que tienen requerimientos de áreas extensas y los fragmentos pequeños no son adecuados para satisfacerlos.
3. Especies sensitivas a los cambios físicos y biológicos relacionados a los bordes.
4. Especies invasoras que se dispersan y colonizan los nuevos hábitats creados.

Las nuevas poblaciones con menor tamaño son más vulnerables a procesos demográficos, genéticos y a eventualidades del ambiente. En los parches pequeños ocurre un mayor número de extinciones que en los parches grandes, debido a la ocurrencia de eventos azarosos poco predecibles, como son los fenómenos meteorológicos y las enfermedades. Por ello, cuando el área es muy pequeña, la especie no puede sobrevivir.

AISLAMIENTO GENÉTICO

Otro de los efectos sobre las poblaciones es la pérdida de la integración entre las especies, ya que al quedar fragmentadas no pueden ocurrir entre las poblaciones procesos de intercambio genético, debido a que la migración se ve impedida por el espaciamento entre estas islas, tendiéndose en cada lugar a la endogamia con el consecuente debilitamiento de las poblaciones.

Estrada y Coates (1995) señalan que, entre los efectos bióticos de la fragmentación y aislamiento de la selva se tiene una alteración de los patrones de migración y dispersión de la flora y fauna, una reducción en el tamaño de las poblaciones animales y vegetales y, por consiguiente, pérdida de la diversidad genética; lo que permite a su vez, la invasión de especies de zonas abiertas hacia el interior y en algunos casos la proliferación de especies exóticas.

VULNERABILIDAD DE LAS POBLACIONES

Las especies presentan diversos grados de continuidad en su distribución espacial (Figura 4). La fragmenta-

ción tiene repercusiones en la dinámica poblacional en relación a su vulnerabilidad.

Las especies de hábitos muy especializados, son particularmente vulnerables a extinguirse debido a que estas especies son normalmente raras, es decir, que sus tamaños poblacionales son pequeños (Brown, 1978; Diamond, 1984). Newmark (1986) estudió la riqueza, colonización y extinción de mamíferos en los Parques Nacionales del oeste de los Estados Unidos, y encontró que el índice de especialización, se correlaciona con las probabilidades de persistencia y extinción; así, las poblaciones de generalistas, mostraron una alta probabilidad de persistencia y las poblaciones de especialistas una mayor probabilidad de extinción.

Las especies generalistas mantienen poblaciones continuas que facilitan el movimiento de los individuos, el intercambio genético y la colonización de nuevas áreas. Las especies con requerimientos más especializados se presentan subdivididas en una red de poblaciones localmente inestables y discontinuas que interactúan entre sí.

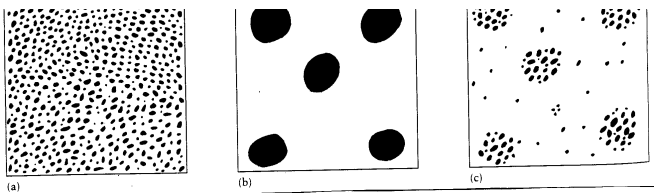
Una metapoblación se caracteriza por una o más poblaciones núcleo con abundancia relativamente estable y varias poblaciones satélites con abundancia fluctuante. Entre las subunidades se establecen patrones dinámicos de extinciones locales, recolonización, flujo genético y migración, que en conjunto contribuyen a la permanencia de la macrounidad. Algunas poblaciones, se mantienen por la inmigración de otras poblaciones, de tal forma que la destrucción del hábitat de una población núcleo (donadora) puede resultar en la extinción de varias poblaciones satélites (receptoras) pequeñas.

Las perturbaciones humanas, como cercas, carreteras, presas, zonas agrícolas y urbanas, reducen el movimiento entre poblaciones, disminuyendo la probabilidad de recolonización, después de una extinción local en un hábitat determinado. Con la fragmentación subdividimos poblaciones convirtiéndolas en metapoblaciones potenciales, sin embargo, inhibimos el intercambio de individuos haciendo a cada subpoblación más susceptible a la extinción por problemas genéticos, demográficos o ambientales.

Figura 4. La fragmentación involucra la subdivisión del hábitat bajo modelos como son: a) de granulación fina, con fragmentos de hábitat pequeños distribuidos en forma azarosa, b) de granulación gruesa, caracterizada por fragmentos de hábitat mayores que pueden contener varias especies, y c) jerárquico, donde se da la fragmentación atomizada y en agrupaciones.

CORREDORES

Las poblaciones que integran los diversos parches, se consideran como metapoblaciones cuyas unidades bióticas pueden extinguirse o ser recolonizadas por indivi-



duos dispersos, siempre y cuando existan corredores que los conecten, lo cual permite la renovación de estas unidades ecológicas.

En Europa Occidental, en la parte Este de Holanda, la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*) ocupa parches forestales de 1.5 a 13.4 ha, en un mosaico de tierras agrícolas. Estos pequeños terrenos forestales pueden tener contacto por cercos de árboles a lo largo de los caminos y corredores verdes, por lo que la población no se vea afectada por la fragmentación, ya que los individuos se mueven y relacionan entre los parches (Verboom y Van Apeldoorn, 1990).

TAMAÑO DEL FRAGMENTO

Un parámetro muy importante es la escala de insularización en el ecosistema, es decir la separación entre los parches, lo cual determina las interacciones entre las especies. Desde este punto de vista, los hábitats de grano fino representan un continuo por lo que las especies no tienen problema para relacionarse, pero si ocurre fragmentación, la separación es letal para su supervivencia y dinámica evolutiva; en cambio los hábitats de grano grueso se caracterizan por su amplitud y en ellos las especies como las águilas, que se mueven sobre grandes áreas, la fragmentación no les afecta (Rolstad, 1991).

Un manchón selvático de un tamaño dado puede ser perfectamente adecuado para la conservación de una especie, pero totalmente inadecuado para otra; por ejemplo, en las selvas húmedas de Los Tuxtlas, ciertos invertebrados como los psócidos pasan toda su vida en un solo árbol y en cambio, las colonias de hormigas cortahojas requieren de extensiones selváticas de cuando menos una hectárea.

Algunas aves solitarias del sotobosque de la selva, como la *Henicorhina leucosticta*, con un peso promedio de 15 g, requiere 0.05 ha de vegetación selvática para llevar a cabo todas sus actividades. Hay animales más grandes, como los monos aulladores comedores de hojas, que viven en grupos sociales permanentes compuestos en promedio por 10 animales con un peso promedio de 7 kg, requieren cerca de 30-40 ha de selva para su sustento

En el caso de los monos araña, otro primate de tamaño similar que comparte la selva con los aulladores; la fruta es el alimento más importante de su dieta, la que se produce de modo esporádico en el tiempo y espacio de la selva, por lo que para alimentar una unidad social de 10 individuos, son necesarias alrededor de 500 ha (Estrada, 1992).

El extremo de estas variaciones en requerimientos lo representa el jaguar. Este solitario felino que en promedio

pesa 80 kg, requiere alrededor de 2,500 ha de selva en Belice y Brasil para sostenerse un año.

Otras aves y mamíferos de tamaño grande muy móviles que funcionan como depredadores de otros animales y como dispersores o depredadores de las semillas de las plantas de la selva son incapaces de mantener poblaciones viables en áreas selváticas pequeñas. A su vez, la pérdida de estos organismos en manchones de selva podría tener repercusiones muy serias para la supervivencia de muchas otras especies con menores requerimientos de área (Terborgh, 1975; Lovejoy, 1984; Harris, 1984).

Con respecto a la Reserva de Isla Barro Colorado se señala que entre 1903 y 1914 con la inundación del canal de Panamá, la punta de una colina de selva quedó convertida en una isla de 15.7 km² en medio del recién formado Lago Gatún. En 1923 el lugar recibió protección y se convirtió en Reserva. Desde esas fechas ha sido uno de los lugares tropicales más estudiados del mundo, pero a pesar de su protección se han presentado varios fenómenos inesperados. De alrededor de 200 especies de aves registradas en los años veinte y treinta, más del 25% habían desaparecido para 1970. Cabe considerar que las especies que viven frente a la isla, a tan sólo medio kilómetro de distancia, no han colonizado la isla.

La pérdida ha sido particularmente severa con respecto a especies que habitan el sotobosque de esta Reserva. Como explicación en lo referente a las extinciones, se ha sugerido que debido al pequeño tamaño de la isla no hay depredadores grandes como el puma y el jaguar, lo que ha propiciado que aumenten las poblaciones de depredadores medianos (Ej.coatis) y de sus presas (Ej. agoutis y ardillas), lo que a su vez, ha provocando una mayor depredación de nidos de aves del sotobosque. También se ha postulado que el incremento de los granívoros conlleva cambios en la composición florística debido a su selectividad de recursos alimenticios.

En muchos casos las reservas para aves no son adecuadas porque estas unidades de preservación, tipo jardín botánico son muy pequeñas, en relación a que el arbolado es diverso e insuficiente para la supervivencia de la heterogeneidad de las poblaciones de aves, que sólo se ajustan a nichos específicos.

Una incógnita importante es si se puede mantener la gran diversidad de especies en una reserva ecológica que en esencia es un fragmento o isla virtual. Las primeras observaciones indican que las especies de la selva profunda han desaparecido en las reservas pequeñas con gran rapidez. En especial, las mariposas han abandonado todas las reservas menores de 100 ha; las mariposas que viven a la luz están aumentando, mientras las especies de sombra desaparecen.

EFFECTO DE BORDE

Los recientes estudios ecológicos han documentado algunos de los efectos negativos de los bordes. Debido a los cambios en el microclima (temperatura, humedad, incidencia de fuego, viento) creados por el borde, la comunidad de plantas se modifica radicalmente. Típicamente, las especies de plantas que requieren mayor luz y menor humedad invaden los bordes o aumentan sus poblaciones en estas áreas. La nueva estructura del borde atrae a especies animales que buscan cobertura y sitios de anidación. El cambio en la composición de la comunidad tiene efectos negativos en los procesos ecológicos como son el aumento en la depredación y el parasitismo.

Todas las especies que viven en los bordes de los bosques se benefician del aislamiento, ya que ahora hay bordes donde antes no los había. Pero cuando la distancia del borde al centro es pequeña, como sucede en una reserva pequeña, puede ser insuficiente para las especies de la selva profunda. Habría que eliminar este efecto, rodeando la reserva con una zona amortiguadora, para mantener el equilibrio entre las especies "periféricas" y las "de profundidad".

No obstante, también es importante tomar en cuenta que, la creación de bordes modifica el microambiente de los fragmentos, acelerando la mortalidad de los árboles y la penetración de especies no selváticas al interior del fragmento (Terborgh, 1975). Por ejemplo, en las zonas forestales pequeñas y aisladas mueren y caen más árboles, debido al aumento de exposición al sol y de penetración del viento, y al descenso de la humedad; a su vez la cubierta de arbusto aumenta.

La influencia del borde difiere de acuerdo al tipo de hábitat, a su posición en el paisaje y a las características de las especies. En bosques templados con cobertura cerrada se ha propuesto que el interior del bosque empieza a una distancia similar a la altura de tres árboles a partir del borde, de acuerdo a consideraciones microclimáticas. Sin embargo, esta distancia es arbitraria y puede ser afectada por muchos otros factores bióticos y abióticos. Además, los bordes son dinámicos y su influencia cambia a través del tiempo.

RESERVAS FORESTALES

El Jardín botánico de Bogor se estableció en 1817 sobre 86 hectáreas en el Oeste de Java. Hasta 1936 tuvo conexión con otras áreas forestales hacia el Este, pero en los últimos 60 años lo han convertido en un fragmento forestal aislado, con el parche vegetal más cercano a 5 km de distancia. De las 62 especies registradas de 1938 a 1952, 20 especies desaparecieron para 1980 y en 1985, 4 especies más estaban en peligro de extinción. Las especies perdidas, eran las menos comunes, y esta pequeña abundancia combinada con la falta de recolonización de

áreas aledañas se presume como la causa principal de su extinción (Diamond, 1984; Diamond *et al.* 1987)

En la selva Amazónica se ha llevado a cabo un experimento que influirá en el futuro en la demarcación de las reservas forestales. El objetivo del experimento es determinar el tamaño mínimo para una reserva de bosque tropical lluvioso. En términos generales, es cierto que una zona más grande contendrá más especies y con más posibilidades de supervivencia; pero grande y pequeño son términos relativos, pues las diversas poblaciones tienen requerimientos específicos de área y de recursos.

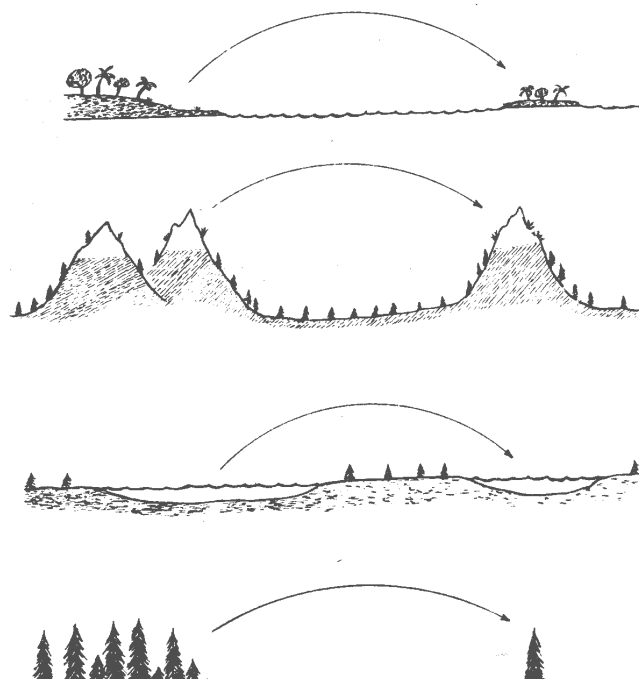
Para poder reunir la mayor cantidad de datos útiles, se han establecido 23 zonas de prueba. Hay ocho de una sola hectárea, ocho de 10 hectáreas, cuatro de 100 hectáreas, dos de 1 000 hectáreas y una de 10 000 hectáreas. Algunas de las reservas pequeñas están aisladas de la selva que las rodea, y previamente se les observó cuando aún formaban parte de la selva intacta. Las demás permanecen conectadas con la selva original.

En las zonas aisladas se cuentan con regularidad ciertas especies, y el número se compara con los de las zonas no aisladas, o con los de la misma zona antes del aislamiento. Con el tiempo, estas observaciones proporcionarán mucha información acerca de las necesidades de las especies estudiadas.

TEORÍA DE ISLAS

Mac Arthur y Wilson (1967) plantearon la teoría de biogeografía de islas, la cual predice, que el número de especies en una isla (o en un fragmento de hábitat) es el resultado de un equilibrio dinámico entre las extinciones ocasionales que ocurren y la llegada de inmigrantes (Figura 5 y 6).

La tasa de inmigración de especies nuevas a una isla disminuye a medida que el número de especies existen-



tes en ella aumenta. La tasa de inmigración disminuirá hasta cero cuando la densidad de especies alcance el número total de especies disponibles para la colonización de la isla, lo que determina que ningún inmigrante puede ser una especie nueva. Las especies colonizadoras corresponden al número total de especies de las áreas que rodean al sistema insular. La tasa de extinción de las especies ya presentes en una isla aumenta a medida que se incrementa el número de especies que la invaden, debido a la competencia interespecífica y la incidencia de la exclusión competitiva, por tanto, el tamaño medio de la población disminuye.

Cuando la tasa de inmigración es igual a la tasa de extinción, las especies existentes se extinguen con la misma velocidad con que se produce la invasión de especies nuevas, por consiguiente, la densidad de especies permanece constante. La renovación de especies determina que su composición está en una dinámica de cambio continuo (Figura 7).

Efecto de área. Las tasas de extinción tienen relación con el tamaño del área. De esta manera, a mayor área, menor tasa de extinción y a menor área, mayor tasa de extinción. Las islas grandes en general permiten la existencia de más especies de plantas y animales que las islas pequeñas.

En islas equidistantes de las áreas de origen la tasa de renovación de las especies debe ser más alta en las islas pequeñas que en las islas grandes, por lo tanto la tasa de renovación varía inversamente con la densidad de especies en equilibrio. Las islas sencillas con poco relieve topográfico presentar las islas r tats, dadc

de inmigrantes con altas probabilidades de invadir con éxito las diversas multiformas y de persistir en la isla.

Efecto de distancia. La tasa de inmigración decrece al incrementarse la distancia de la isla con otras áreas naturales. Los hábitats más alejados o más aislados del continente tienen menos probabilidad de ser recolonizados, por las dificultades que se presentan a lo largo de las barreras, en relación a la capacidad de las especies para superarlas.

Efecto de tiempo. Las islas formadas tienen un número representativo de especies del hábitat original; a pesar de esta constancia, el número de especies decrece con el tiempo, ya que el número de extinciones aumenta (Diamond y Gilpin, 1983; Gorman, 1991).

Estos efectos también se observan en relación a "islas virtuales" tales como montañas y lagos y en fragmentos de ecosistemas terrestres que semejan islas (Pianka, 1974). De esta manera se puede enfatizar que la diversidad de especies decrece por:

- La reducción del área total.
- La distancia que las separa de otras áreas naturales.
- La edad del fragmento

Figura 5. Islas verdaderas y hábitats convertidos en islas virtuales, como puede ser una zona de bosque separada de una masa grande de árboles, análogamente los lagos aislados y las cumbres de las montañas representan islas. Del mismo modo, para un insecto incapaz de volar, las plantas del desierto o los árboles de un bosque cerrado pueden aproximarse a islas, dado que están separados entre

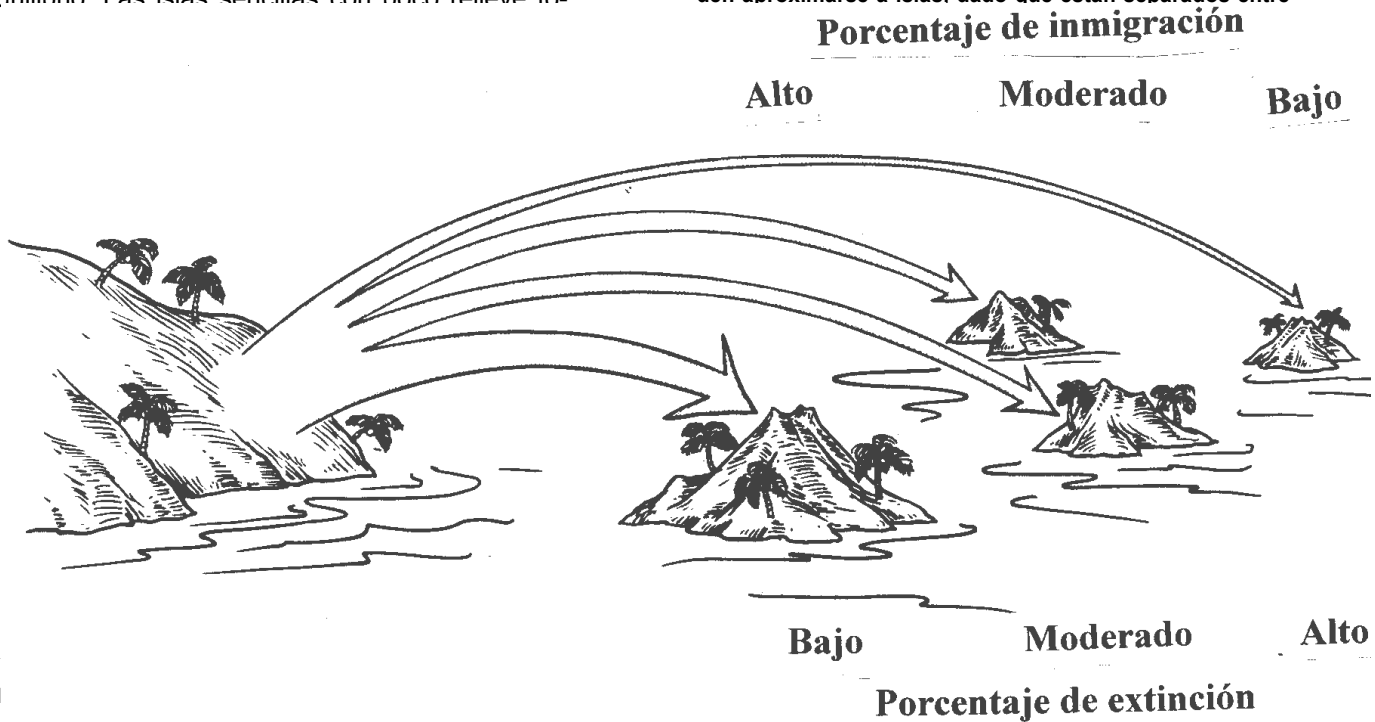
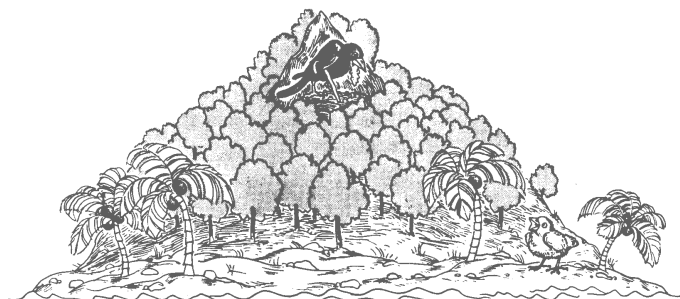


Figura 7. La teoría biogeográfica de islas predice que el número de especies eventualmente llega a un equilibrio cuando la tasa de inmigración es igual a la tasa de extinción en la isla. Ambos rangos varían con el tamaño de la isla y la distancia de éstas a la fuente de dispersión de los propágulos.

Cuando una especie invade una isla a partir de una área de origen, acaba de dar inicio a una secuencia de cambios evolutivos, que eventualmente, a través de muchas generaciones, se cumplen como “ciclo del taxón”, con lo cual se explica su distribución geográfica, su grado de especiación y su extinción (Wilson, 1961).

El ciclo del taxón explica que una especie ampliamente extendida por muchas islas, a menudo se halla en pleno proceso de invasión de nuevas islas; sus poblaciones en las distintas islas están muy poco o nada diferenciadas. La especie está adaptada a hábitats marginales relativamente inestables como orillas de ríos y claros de bosques. Más adelante en el ciclo, las poblaciones de las distintas islas se van diferenciando progresivamente, permaneciendo al principio ampliamente extendidas. En esta fase la especie coloniza hábitats más estables como bosques maduros, en los cuales debe coexistir con un número mayor de especies nativas. Más tarde, después de su extinción local en algunas islas, la especie diferenciada se vuelve más limitada y su distribución geográfica se fragmenta. Por último, al final del ciclo del taxón, la especie se localiza en una única isla, es decir, es endémica respecto a aquella isla. Ocasionalmente algunas especies son capaces de regresar a hábitats marginales pobres en especies, volviendo por lo tanto a empezar el ciclo (Figura 8).

Figura 8. El ciclo del taxón propone que las especies nuevas ocu-



pan hábitats marginales y con el tiempo amplían su área de distribución; en el siguiente estadio tienden a restringir nuevamente su espacio, siendo básicamente especies de hábitats especializados, para luego ocupar sólo sitios marginales y eventualmente extinguirse.

Los estadios que se proponen como “ciclo del taxón” son los siguientes:

- Especies que han invadido el archipiélago en fechas relativamente recientes, que están ampliamente extendidas o están expandiéndose y que no muestran especiación o muy poca, en las distintas islas.
- Especies invasoras más antiguas cuya capacidad de dispersión, por alguna razón, se ha reducido y que debido a su aislamiento genético muestran una subespeciación considerable.
- Especies con muchas subespecies, pero en la que las extinciones en varias islas las están llevando a una distribución fragmentada.

- El último estadio culmina con especies endémicas de islas concretas.

TEORÍA “EDAD-ÁREA”

Willis (1922) postula que la edad del taxón está en relación directa al tamaño del área geográfica que ocupa. Los miembros más antiguos del grupo tienen una distribución más amplia, mientras que los más recientes tienen una distribución más restringida. La manera en que las especies se distribuyen es de círculo en círculo, por lo cual, las especies nativas se congregan en el centro y las secundarias se ubican en los alrededores (Figura 9).

De esta forma, las especies se desplazan a lo largo del ciclo taxón, por lo que su probabilidad de extinción aumenta progresivamente.

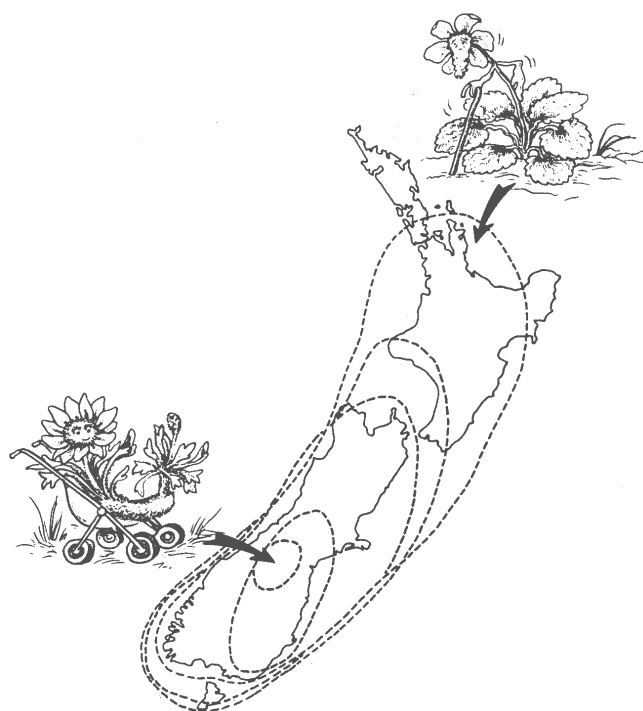


Figura 9. La hipótesis de Willis “Edad-área” indica que la edad del taxón es directamente proporcional al tamaño de su área geográfica. Los miembros más antiguos del grupo tienden a ocupar amplias áreas de distribución, mientras que los más recientes tienen un hábitat más restringido. En el esquema se muestra el gradiente de distribución para *Ranunculus* en Nueva Zelanda.

BIOGEOGRAFÍA DE ISLAS Y ÁREAS PROTEGIDAS.

Las áreas naturales continentales semejan cada vez más archipiélagos. La aplicación de los principios de la teoría de islas puede brindarnos herramientas para mitigar los impactos de la fragmentación.

Las reservas de naturaleza, como hábitats insulares se hallan bajo la influencia de los mismos factores que afectan a las islas reales: el número final de especies estará relacionado con la superficie y será el resultado de las tasas diferenciales de inmigración y extinción.

Las islas reales se hallan por lo general cerca de áreas de origen ricas, de las que reciben inmigrantes; pero con frecuencia no es éste el caso de las reservas definidas por el hombre para su protección. De manera progresiva, a medida que cada vez más vegetación resulta alterada, las reservas se hallan más aisladas.

Al igual que en las islas, en una reserva natural el proceso dominante será la extinción de especies. Una reserva grande sustentará más especies en equilibrio, al permitir la existencia de poblaciones mayores, con tasas de extinción menores. El tamaño mínimo dependerá de la comunidad que uno quiera preservar. Como regla general, las reservas como unidad serán adecuadas si son suficientemente grandes para sustentar poblaciones de grandes mamíferos; para ello serían necesarios miles de km², en muchas partes del mundo (Figura 10).

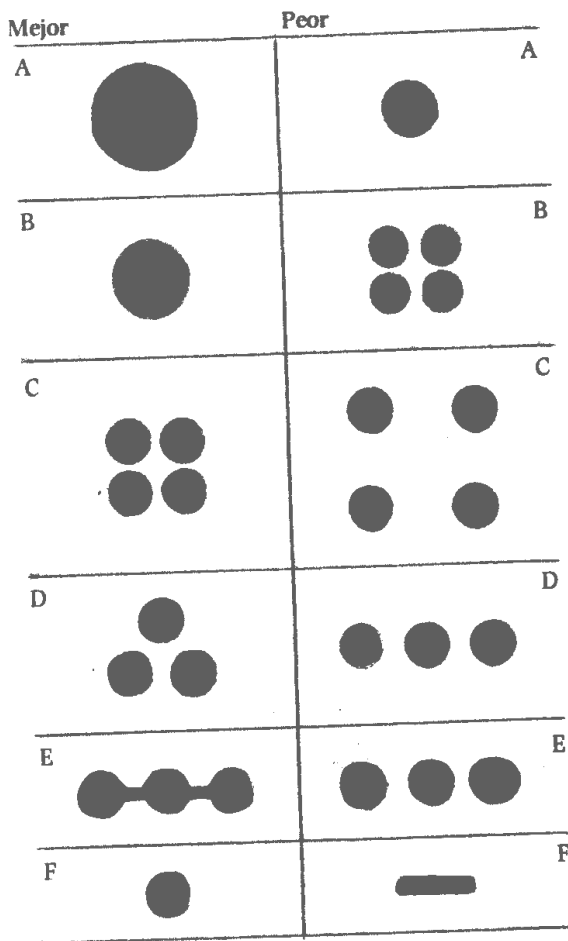


Figura 10. Los principios biogeográficos pueden usarse para diseñar reservas naturales destinadas a proteger hábitats y especies que se encuentran en peligro. Por ejemplo es recomendable mantener una densidad de plantas y animales tan grande como sea posible, para ello, es evidente que una reserva grande y continua será mejor que varias reservas pequeñas con una área equivalente (comparativamente, los diseños de reservas de la columna de la izquierda preservarán mejor las poblaciones que los de la derecha). Es importante que las áreas protegidas tengan una heterogeneidad de hábitats para que puedan sustentar una mayor diversidad de especies. La relación entre el borde y área debe ser mínima para evitar que las perturbaciones afecten el área núcleo. La presencia de

corredores de dispersión de hábitats natural entre las grandes reservas favorece la migración y la diversidad de especies.

El modelo de predicción que se propone, puede ser utilizado por planificadores de parques y reservas, con el objeto de prevenir la desaparición de especies y por consiguiente el ecosistema del que se trata. Por medio de esta herramienta y con cálculos sencillos, como son: el tamaño del área natural, y la distancia a posibles fuentes que aporten inmigrantes, puede predecir el número total de especies que sostendrá y por cuánto tiempo. Este modelo estará en función de las especies ecológicamente especializadas; ya que son este tipo de especies, las más sensitivas, sobre lo cual puede determinarse la calidad de un hábitat (Janzen, 1983).

Los factores que pueden conducir a la extinción de una población incluyen principalmente: variación demográfica, homogeneización genética, variación ambiental y las catástrofes naturales o inducidas. Los modelos cuantitativos de procesos genéticos y demográficos que pueden promover la extinción, se han valorado como herramientas que pueden señalar pautas de manejo de poblaciones de especies en peligro. Como resultado, se ha estimado que como población mínima viable, se requieren de 1000 o más individuos, para asegurar la sobrevivencia de la misma, a largo plazo.

Las nuevas poblaciones con menor serán más vulnerables a la incertidumbre ambiental, demográfica y genética. Es decir, el proceso de extinción quedará en manos de eventos poco predecibles. Los parques y reservas existentes rara vez son lo suficientemente grandes para mantener el número requerido, particularmente para vertebrados grandes. Por eso, son importantes los esfuerzos conservacionistas que tratan de promover espacios mayores que permitan la conservación de la flora y la fauna.

Una reserva debe ser lo suficientemente grande para permitir cambios sucesionales que resulten de perturbaciones debidas al fuego, al viento y a la muerte de árboles viejos, en particular porque tales perturbaciones pueden actuar como fuentes internas de recolonización. También es importante conocer la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones raras y extensas que afectan a todo el paisaje. Algunos de estos acontecimientos catastróficos pueden afectar a grandes áreas y pueden tener consecuencias graves en reservas pequeñas (Gilpin y Diamond, 1980).

Una reserva grande no debe hallarse dividida por carreteras abiertas o por líneas de tendido eléctrico. Muchas especies en particular las que viven en la pluviselva tropical, son incapaces de atravesar tales barreras, por lo que estos elementos reducen el área efectiva de la reserva.

Varias reservas pequeñas serán mejores que ninguna reserva en absoluto, pero contendrán menos especies en equilibrio que una única reserva de la misma superficie total. Será mejor que las reservas pequeñas se ubiquen lo más cerca posible, de manera que cada una funcione como área de intercambio poblacional para las otras; lo

que supone que el número de especies en equilibrio aumentará debido al aumento de las tasas de inmigración. Este efecto mejorará si las pequeñas reservas están conectadas mediante corredores o pasaderas de hábitat adecuado, para efectos de inmigración y recolonización.

Las reservas semicirculares son mejores que las reservas angostas y largas, porque en estas últimas se incrementa el efecto de borde.

Las reservas en arreglo de racimos son mejores que las diseñadas en línea, porque en las primeras hay una mayor probabilidad de interacción entre las poblaciones que conforman los fragmentos.

Como puede observarse, la biogeografía de islas nos brinda un marco teórico acerca de los parámetros más importantes a tomar en cuenta, para determinar las características que deben reunir las áreas a proteger para conservar la biodiversidad como riqueza natural que puede ser explotada de manera razonable, en el futuro.

LITERATURA CITADA

- BROWN, J. ; KODRIK-BROWN, A. 1977. Turnover rates in insular Biogeography: effects of immigration on extinction. *Ecology*:58: 445-449
- BROWN, J. 1978. The theory of insular biogeography and the distribution of boreal birds and mammals. *Great Basin Nat. Memoirs*. 2:209-227.
- DIAMOND, J.; GILPIN, M. 1983. Biogeography ubilici and the origin of the Phillippine. *Oikos* 41:307-321.
- DIAMOND, J. 1984. Normal extinctions of isolated populations. In Nitecki (eds.). *Extinctions*. pp. 191-246. University of Chicago Press, Chicago.
- DIAMOND, J.M.; BISHOP, K. D.; VAN BALEN, S. 1987. Bird survival in an isolated Javan woodland: Island of mirror. *Conservation Biloty* 1:132-142.
- DIRZO, R.; GARCÍA, M. C. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in southeast México. *Conservation Biolgy* 6:84-90
- ESTRADA, A. 1992. "Las Selvas de las Tuxtlas: islas de extinción o de conservacion de la flora y fauna en Veracruz", pp. 59-68.
- ESTRADA, A.; COATES, R. 1995. Las selvas tropicales de México: Recurso poderoso, Pero Vulnerable. SEP. Fondo de Cultura Económica. pp. 191.
- GILPIN, M. G.; DIAMOND, J. M. 1980. Subdivision of natural reserves and the maintenance of species diversity. *Nature* 285: 567-68.
- GORMAN, M.L. 1991. *Ecologia Insular*. Ed. Vedra pp. 101.
- HARRIS, L.D. 1984. *The fragmented forest*. University of Chicago Press, Chicago.
- JANZEN, D.H. 1983. No park is an island: Increase in interference from outside as parak size decreases. *Oikos* 41:402-410.
- LOVEJOY, T.E. 1984. Ecosystem decay of amazon forest fragments. pp. 296-325. En M.H. Nitecki. eds. *Extinctions*. University of Chicago press.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- NEWMARK, W. 1986. *Mammalian Richness, Colonization and Extinction in Western Northamerican National Parks*. Dissertation, Doctor of Philosophy in the University of Michigan.
- PIANKA, R.E. 1974. *Evolutionary Ecology*. Harper and Row Publishers, New York. CAP. 8:pp. 257-264.
- ROLSTAD, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: Conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 149-163.
- TERBORGH, J. 1975. Faunal equilibria and the design of wild life preserves. pp. 369-380. En Golley F. y Medina E. eds -1976 *island Biogeography and conservation strategy and limitations*. *Science* 193: 102-103.
- UNITT, P. 1984. *The Birds of San Diego County*. San Diego Society of Natural History. pp. 9-25.
- VERBOOM, B.; VAN APELDOORN, R. 1990. Effects of habitat fragmentation on the red squirrel, *Sciurus vulgaris* L. *Landscape Ecology* 4:171-176.
- WILCOX, B.A.; MUROHY, D. 1985. Conservation Strategy: the effects of fragmentation on extinction *Am Nat* Vol. 125, pp. 879-887.
- WILLIS, J.C. 1922. *Age and área. A study in geographical distribution and origin of species*. Cambridge. Univ. Press.
- WILSON, E.O. 1961. The nature of the taxon cycle in the Melanesian ant fauna. *Am. Nat.* 95: 169-193