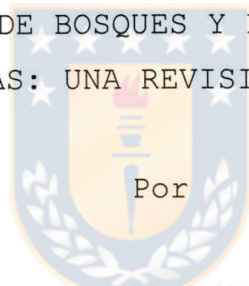


U N I V E R S I D A D D E C O N C E P C I O N
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
Departamento de Silvicultura

FRAGMENTACION DE BOSQUES Y LA TEORIA DE ISLAS
BIOGEOGRAFICAS: UNA REVISION DE LITERATURA



JOSE MIGUEL VILLALOBOS SANDOVAL


MEMORIA PARA OPTAR
AL TITULO DE
INGENIERO FORESTAL.

CONCEPCION - CHILE

2000

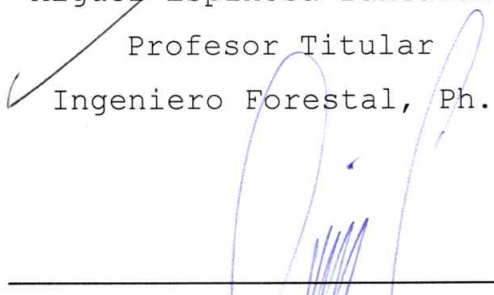
FRAGMENTACION DE BOSQUES Y LA TEORIA DE ISLAS
BIOGEOGRAFICAS: UNA REVISION DE LITERATURA

Profesor Asesor



Miguel Espinosa Bancalari
Profesor Titular
Ingeniero Forestal, Ph.D.

Profesor Asesor



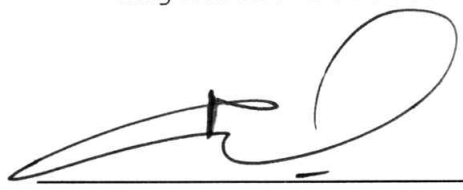
Eduardo Peña Fernández
Profesor Asistente
Ingeniero Forestal, M.Sc.

Director de Departamento



Manuel Sánchez Olate
Profesor Asistente
Ingeniero Forestal, Dr.

Decano Facultad de
Ciencias Forestales



Fernando Drake Aranda
Profesor Asociado
Ingeniero Forestal

Calificación de la Memoria de Título:

Sr. Miguel Espinosa B. : 95 (noventa y cinco) puntos
Sr. Eduardo Peña F. : 95 (noventa y cinco) puntos

*"Oh, vagabundos de la tierra en sombras,
no desesperéis. Pues aunque oscuros se alcen
todos los bosques terminarán al fin
viendo pasar el sol descubierto:
el sol poniente, el sol naciente,
el fin del día y el principio del día.
Al este o al oeste, los bosques acabarán."*

J. R. R. Tolkien

El señor de los anillos

La comunidad del anillo



A la memoria de Rolando J. Barriga R.

AGRADECIMIENTOS

El autor de la presente memoria de título desea agradecer con mucho afecto a las siguientes personas:

- A mis padres, Don Víctor y Doña Ninfa, quienes con su paciencia y apoyo, me lograron entregar la tranquilidad y confianza para llevar esta tesis a buen término.
- A mis profesores asesores, Sr. Miguel Espinosa B. y Sr. Eduardo Peña F., quienes son los responsables directos de transformar, canalizar y dirigir una idea inicial hacia un completo y serio trabajo.
- A mis hermanos Víctor, Juan Carlos y Carolina, por ser mis hermanos, ya que no creo que hayan hecho aporte alguno a esta tesis.
- A mi polola Margaret, que con su tranquilidad, esperó por mucho tiempo ver finalizada esta tesis, y en especial mi carrera.
- Y a todos aquellos que indirectamente me entregaron su apoyo y energía necesaria para no dejar a medio camino este trabajo.

INDICE DE MATERIAS

CAPÍTULOS		PÁGINA
I	INTRODUCCIÓN.....	1
II	FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES Y LA TEORÍA DE ISLAS BIOGEOGRÁFICAS: UNA REVISION DE LITERATURA	5
	2.1 Fragmentación de bosques	5
	2.1.1 Definición de fragmentación de bosques.....	5
	2.1.2 El proceso de fragmentación de bosques	7
	2.1.3 Tamaño, forma y grado de aislamiento de los fragmentos..	13
	2.1.3.1 Tamaño	13
	2.1.3.2 Forma	15
	2.1.3.3 Grado de aislamiento..	17
	2.2 Fragmentos de bosque como islas biogeográficas	19
	2.2.1 Teoría de Isla biogeográfica, insularización y efecto del área	22
	2.3 Reservas de la naturaleza como islas biogeográficas	30
	2.4 Consecuencias de la fragmentación de bosques	37
	2.4.1 Exclusión inicial	39
	2.4.2 Barreras y aislamiento.....	39
	2.4.3 Efecto aglomeración	42

2.4.4	Extinción local y regional.....	43
2.4.5	Especies vulnerables a la fragmentación.....	43
2.4.5.1	Especies naturalmente raras	43
2.4.5.2	Especies de gran alcance.	44
2.4.5.3	Especies no vagabundas...	44
2.4.5.4	Especies con baja fecundidad	45
2.4.5.5	Especies con ciclo de vida corto.....	45
2.4.5.6	Especies dependientes de los recursos.....	46
2.4.5.7	Especies nidadoras en en el suelo.....	46
2.4.5.8	Especies de interior.....	47
2.4.5.9	Especies vulnerables a persecución.....	47
2.4.6	Efecto borde.....	48
2.4.7	Cambios en la composición de especies	50
2.4.8	Efectos sobre los procesos ecológicos.....	51
III	CONCLUSIONES	53
IV	RESUMEN	57
V	SUMMARY	58
VI	BIBLIOGRAFÍA	59

INDICE DE FIGURAS

FIGURA N°		PÁGINA
<u>En el texto</u>		
1	Diagrama de fragmentación	8
2	Secuencia de fragmentación	10
3	Atributos comúnmente usados para describir la fragmentación de bosques	11
4	Diagrama esquemático que muestra la relación entre la superficie y el perímetro de dos fragmentos de igual área	15
5	Tres principios geométricos en que el borde afecta a distintas áreas de fragmentos de hábitat	17
6	Teoría de equilibrio de isla biogeográfica	24
7	Diagrama esquemático de la relación especie-área	26
8	Relación empírica entre el número de especies y el áreas de las islas	27
9	Relación entre el número de especies y el área	27
10	Relación entre el número de especies y el áreas de las islas al sur de la Isla Grande de Chiloé	28
11	Esquema representativo de los principios para el diseño de reservas naturales	35
12	Diseño de un sistema de reserva regional..	37

13	Importancia del conjunto de parches separados para la sobrevivencia de los individuos	40
14	Distribución hipotética de subconjuntos de nidos de especies de islas de diferentes tamaños	51



I INTRODUCCION

El desarrollo de la humanidad está marcado por las diversas formas de interacción entre el hombre y su entorno, el cual ha llevado a cabo una serie de acciones propias de su progreso, que han repercutido, mas negativa que positivamente, en el medio que lo rodea. Aguas, dulces y saladas, suelo, aire, bosques y toda la biota asociada a los tres primeros factores que generan la vida, no han escapado de la mano del crecimiento de la humanidad.

Esta creciente intervención humana sobre los paisajes naturales ha provocado diversos efectos, que van desde los que parecen ser mínimos hasta la extinción total de diversas especies que vivían en el planeta.

En este sentido, los bosques del mundo, incluidos los bosques chilenos, no han estado ajenos a sufrir el inevitable deterioro. En un comienzo, el establecimiento humano conllevó el despeje de grandes áreas cubiertas por bosques, para habilitarlos a un uso agrícola que permitiese abastecer su asentamiento (Armesto et al. 1992). Realidad que no comienza con la llegada de la cultura occidental a nuestro continente. El uso y degradación del bosque nativo se remonta a la época precolombina, en donde las comunidades indígenas presentes solían habilitar terrenos para el cultivo del maíz, aunque estos parecen haberse limitado principalmente a áreas costeras y el valle central, ya que como coinciden los cronistas de la época, gran parte del territorio al sur de los 36° S estuvo cubierto de bosques densos a la llegada de los españoles (Armesto et al. 1994).

Por otro lado, las principales causas del proceso de decadencia y extinción de especies animales han sido la extracción selectiva con fines comerciales o deportivos, la contaminación y, muy especialmente, el creciente deterioro de sus hábitat naturales. Estimaciones realizadas en 1992 sobre el estado de conservación de las especies de fauna silvestre de vertebrados en Chile, determinó que 50 especies se encontraban vulnerables, 53 raras, 2 en amenaza indeterminada, 46 inadecuadamente conocidas y sólo 6 fuera de peligro (Iriarte et al. 1992).

Así, el ir y venir de la sociedad se ha traducido en un cúmulo de efectos sobre los bosques y hábitat de diversas especies que en él viven, siendo la fragmentación de bosques uno de los efectos mas preocupantes, junto con la extinción total en grandes áreas de bosques.

Desde la perspectiva de conservación de la biodiversidad, este es un problema que ha congregado una gran atención a nivel mundial debido a sus implicancias. La fragmentación de bosques, como transformación y degradación del paisaje, no es un fenómeno nuevo, y la conservación de la biodiversidad es un tema que desde hace mucho tiempo preocupa a biólogos, ecólogos, sociólogos ambientales y a todo tipo de científicos que ven menguada la riqueza del planeta. En 1855 el fitogeógrafo suizo Alphonse de Candolle señaló "la desintegración de grandes masas de bosques en unidades menores conduciría necesariamente a la extinción o al exterminio local de una o más especies y a la conservación diferencial de otras". Esta declaración puede ser el primer registro escrito de los potenciales efectos

negativos de la fragmentación de bosques sobre la diversidad biológica (Harris y Silva-Lopez 1992 citados por Meffe et al. 1997).

En Chile, la fragmentación de bosques no es aún un tema que se haya tomado con la debida consideración, hecho que se evidencia por la poca cantidad de estudios publicados referidos al tema, que si bien los hay, es fácil reconocer que los autores no muestran una idea general al plantear una forma precisa de presentar el problema de la fragmentación de bosques en Chile, tanto para la evaluación de los fragmentos como para el diseño de reservas que cumplan con ciertas condiciones, de manera de mantener activo los procesos ecológicos en ellas presentes y el intercambio biótico entre hábitat similares, separados por las diversas formas y fuerzas fragmentadoras, tanto para sectores pertenecientes a privados como a los pertenecientes a Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE).

El presente trabajo pretende generar un documento que defina, describa y modele el problema de la fragmentación de bosques y sus consecuencias en la flora y fauna, y fundamente la similitud entre los fragmentos de hábitat con la teoría de islas biogeográficas. De esta manera, al recopilar y condensar la información disponible posible sobre el tema, pretende ser una ayuda para quienes deseen interiorizarse en este problema que afecta actualmente a los bosques de todo el mundo, incluidos nuestros bosques nativos. Para lograr esto, el objetivo específico de este trabajo se puede resumir en los siguientes puntos:

- Realizar un estudio literario con la información disponible sobre la fragmentación de bosques.
- Definir la fragmentación de bosques y determinar los aspectos básicos de este problema.
- Identificar y caracterizar los diferentes procesos que actúan en la fragmentación de bosques.
- Caracterizar los principales factores que distinguen a la fragmentación de bosques.
- Fundamentar conceptualmente la similitud entre los fragmentos de bosques con la teoría de islas biogeográficas como mejor modelo para comprender la fragmentación de bosques.
- Caracterizar las reservas naturales como islas biogeográficas
- Caracterizar los diferentes efectos asociados a la fragmentación de bosques sobre las especies.

II FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES Y LA TEORÍA DE ISLAS BIOGEOGRÁFICAS: UNA REVISIÓN DE LITERATURA.

2.1 Fragmentación de bosques

2.1.1 Definición de fragmentación de bosques. Existen diversos agentes generadores de perturbación sobre los ecosistemas naturales, tales como erupciones volcánicas, tormentas y derrumbes, entre otros. Sin embargo existe consenso en que el principal agente perturbador y transformador de bosques en la actualidad es el ser humano (Donoso 1993; Bell 1995; Bustamante y Grez 1995, Donoso y Lara 1996; Meffe et al. 1997).

En los últimos 10 mil años la actividad humana sobre el planeta (e.g. la agricultura, ganadería, construcción de asentamientos humanos y vías de acceso, entre otras) ha determinado que la gran mayoría de los paisajes contemporáneos presenten algún grado de perturbación, de cualquier tipo (Bustamante y Grez 1995; Hunter 1996; Sepúlveda et al. 1997), siendo lo más común encontrar un paisaje fragmentado y su consecuente pérdida de biodiversidad (Donoso 1993).

Ortiz (1998), en el foro de Diversidad Biológica de Iberoamérica señala que "al comenzar el siglo XXI el escenario que nos aguarda, si las tendencias de transformación y degradación del paisaje natural continúan, es el de un vasto territorio modelado por el uso humano de la tierra, con intercalaciones de bosque natural y las áreas de bosque y los hábitat que persistan serán solamente

aquellos que permanezcan gracias a su estatus actual de áreas declaradas como parques o reservas naturales”.

Históricamente, los bosques nativos chilenos han sido objeto de una sistemática explotación. Primero fue la devastación con fuego para habilitar terrenos para la agricultura; luego, fue el proceso de explotación comercial de la madera noble y más tarde siguió el extenso y sistemático floreo (Armesto et al. 1994; Callieri 1996), para actualmente sufrir las presiones por madera con fines dendroenergéticos, continuando así la degradación de los bosques remanentes (Callieri 1996; Lara et al. 1996). Este escaso aprecio histórico por los bosques y el uso indiscriminado del fuego, ha tenido como resultado una dramática fragmentación y reducción del área que ocupaba originalmente el bosque nativo chileno (Armesto et al. 1994).

La fragmentación de bosques se puede definir como la transformación de un bosque continuo en muchas unidades más pequeñas y aisladas entre sí (Hunter 1990; Bustamante et al. 1994; Bustamante y Grez 1995; Ortiz 1998), cuya extensión areal resultante es mucho menor que las del bosque original. Harris (1984) y Murúa (1994), definen la fragmentación de un hábitat como la subdivisión en varios manchones aislados, quedando áreas de él como verdaderas islas rodeadas de una auténtica alfombra continua de otro tipo de hábitat, produciendo lo que se llama “hábitat isla”. Estos introducen en la definición de fragmentación al elemento circundante como factor aislante importante e influyente en los fragmentos remanentes, “manchones” o “parches”, aumentando la probabilidad de extinción de las

poblaciones locales debido al aislamiento entre fragmentos de bosque (Harrison 1991).

Bell (1995) señala además, que aunque se aplique el más selectivo, sostenido y ecológico sistema de manejo, éste traerá consigo una fragmentación de los ecosistemas arbóreos.

La fragmentación del bosque consta de tres aspectos básicos (Bell 1995).

1. Destrucción del hábitat: como efecto mínimo se produce una destrucción del hábitat interior, cuyos efectos pueden apreciarse luego de muchos años. Esta destrucción crea una abertura o hábitat interior en la sucesión del bosque.
2. Alteración del hábitat adyacente: comúnmente llamado "efecto borde", ocurre dentro del ambiente inmediato y se extiende a grandes distancias dentro del bosque, incluso bajo un dosel arbóreo cerrado.
3. Aislamiento del hábitat: poblaciones inmediatamente continuas o metapoblaciones son aisladas por el agente que fragmenta, formando subconjuntos pequeños de la población original.

2.1.2 El proceso de fragmentación de bosques. La fragmentación de bosques es un proceso activo en todas las partes del mundo que se manifiesta a través del cambio de uso de los suelos que todavía permanecen cubiertos por vegetación en estado natural (Sepúlveda et al. 1997). Así, territorios que antes presentaban un paisaje natural continuo comienzan a cambiar su estructura por una de parches discontinuos de hábitat, cambiando con ello la

composición de las especies y los procesos ecológicos básicos (Hunter 1990; Bustamante y Grez 1995; Meffe et al. 1997; Sepúlveda et al. 1997).

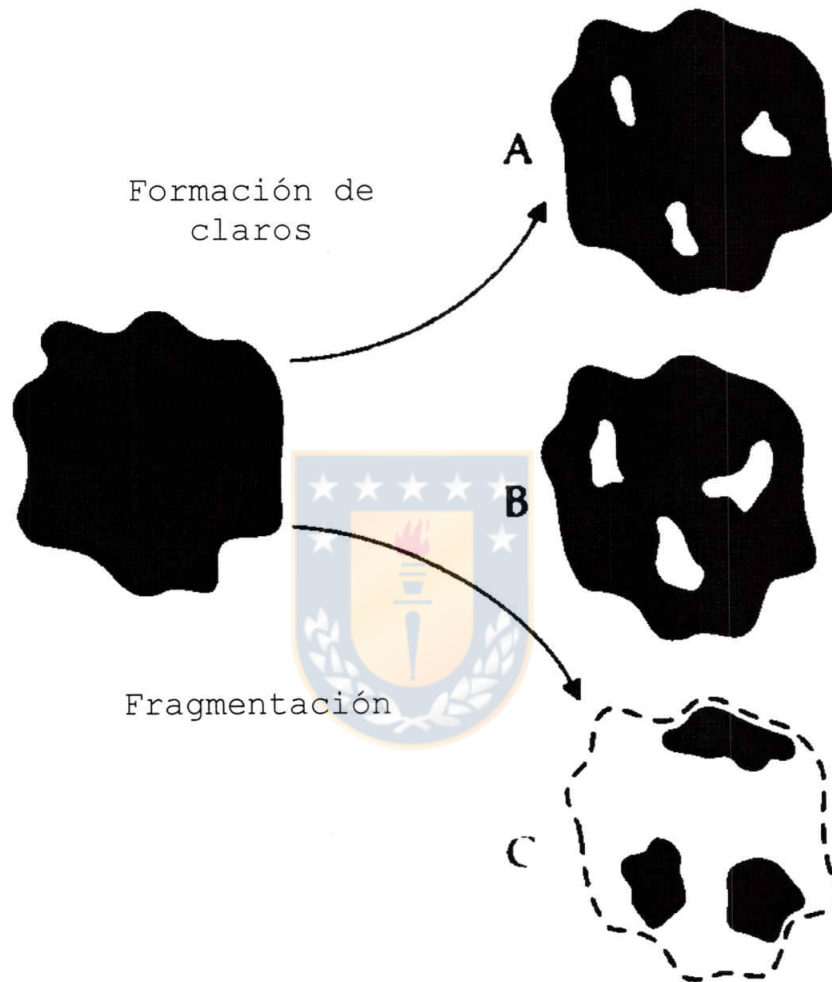


FIGURA 1. Diagrama de fragmentación. Comienza con la formación de claros o perforaciones en el paisaje (A). Los claros se agrandan o se hacen más numerosos (B), hasta que el paisaje inicial se transforma en pequeñas islas de la matriz original (C). (Wiens 1989 citado por Meffe et al. 1997; Sepúlveda et al. 1997)

En ecosistemas terrestres, la fragmentación comienza típicamente con la formación de claros o perforaciones de

la matriz vegetal, ya sea por asentamientos humanos o por el comienzo de una sistemática extracción de los recursos. En un principio, la matriz -que es el hábitat más común presente- permanece con su vegetación natural y la composición y la abundancia de especies se ven muy poco afectadas (Figura 1). A medida que pasa el tiempo y continúan las actividades sobre la matriz, estos claros o perforaciones comienzan a aumentar su tamaño o eventualmente a hacerse más numerosos, hasta que la conectividad de la vegetación original se rompe (Meffe et al. 1997; Sepúlveda et al. 1997).

Hunter (1996) señala que la causa fundamental de la fragmentación de bosques es la expansión de las poblaciones humanas que convierten los ecosistemas naturales en ecosistemas dominados por humanos, es decir, que la fragmentación comúnmente comienza cuando la gente divide un paisaje natural -por ejemplo con caminos- para luego perforarlo -básicamente con fines agrícolas- transformándolo desde un paisaje natural a uno con presencia humana, culminando más tarde con la reducción del ecosistema natural, debido al aumento del tamaño de las perforaciones, a minúsculos manchones aislados como pequeñas islas del ecosistema original (Figura 2).

La magnitud de los cambios que ocurren como consecuencia de la fragmentación está influenciada por factores tales como el tiempo transcurrido desde el momento de la fragmentación, el tamaño de los fragmentos y el grado de aislamiento de los remanentes del bosque. A medida que la fragmentación avanza, la matriz del paisaje original de bosque continuo va siendo reemplazada por nuevas matrices,

principalmente de origen antrópico, por ejemplo de naturaleza agrícola o urbana (Renjifo 1999, 2000).

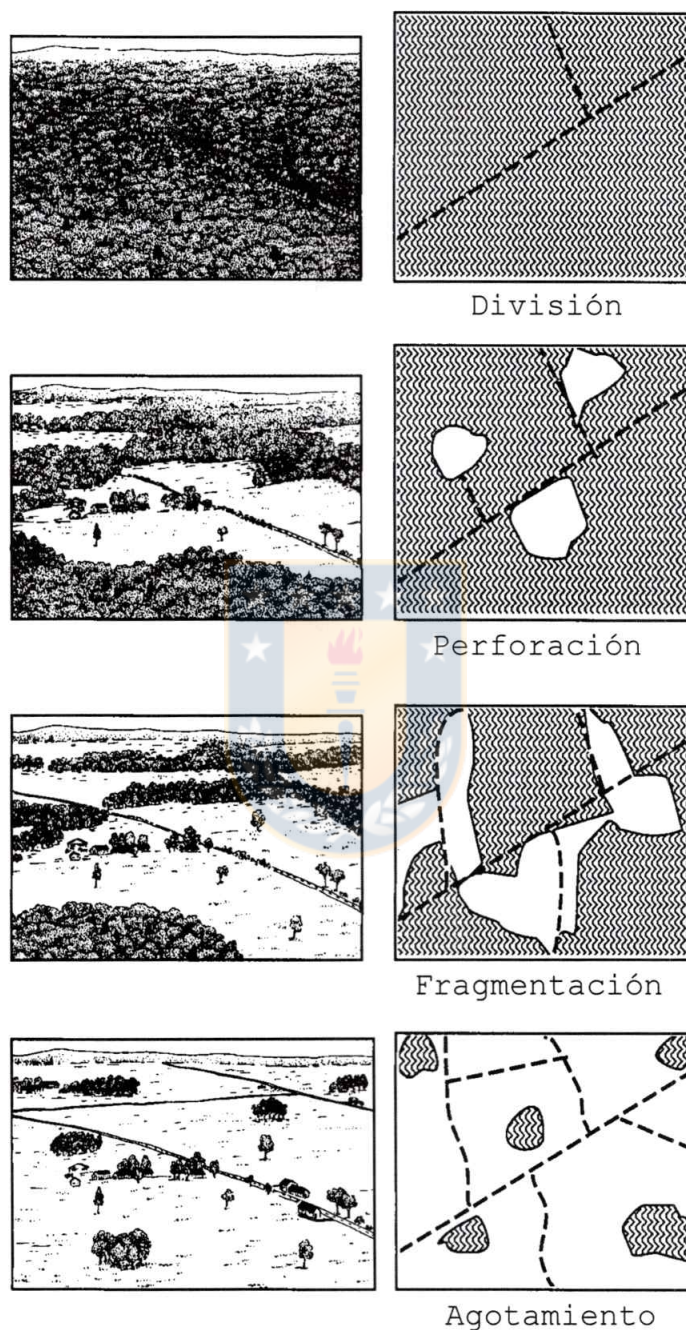


Figura 2. Secuencia de fragmentación (Hunter 1996).

Bustamante y Grez (1995), señalan que un bosque fragmentado puede ser descrito por factores tales como número de fragmentos, tamaño, forma y grado de aislamiento de los

fragmentos (Figura 3). El tipo de matriz que rodea los fragmentos también es importante en la caracterización, ya que los fragmentos pueden estar rodeados de vegetación secundaria, cultivos, asentamientos humanos y vías de acceso.

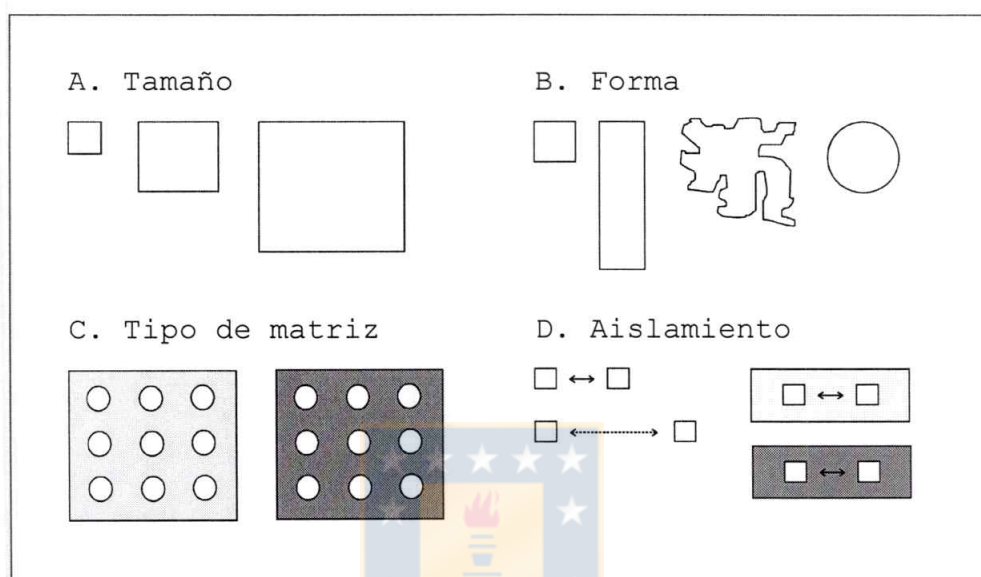


FIGURA 3. Atributos comúnmente usados para describir la fragmentación de bosques. La matriz indicada con achurado suave muestra una diferencia ambiental menor entre la matriz y el fragmento. La matriz que se indica con achurado oscuro, muestra una diferencia ambiental mayor entre la matriz y el fragmento (Bustamante y Grez 1995).

Debido a que la fragmentación es un proceso complejo que envuelve muchas variables nunca dos paisajes mostrarán una idéntica trayectoria de cambio. Cada paisaje en un punto del tiempo tendrá una única y propia estructura, aunque estos paisajes estén sometidos a una misma forma de desarrollo y a un mismo patrón de explotación de sus recursos (Meffe et al. 1997; Brown y Lomolino 1998).

No sólo la deforestación produce fragmentación del hábitat. Una nueva carretera o un simple cerco puede constituirse

para muchos organismos en una barrera que obstruye el paso en un hábitat que antes era continuo (Murúa 1994; Meffe et al. 1997; Sepúlveda et al. 1997; Brown y Lomolino 1998). Algunos estudios demuestran que los caminos también pueden ser barreras difíciles de superar para mamíferos de tamaño mediano a grande. Sin embargo, de todas las actividades humanas, se asume que la agricultura es la causa inmediata y más importante de la fragmentación de la mayoría de los paisajes (Hunter 1996).

Bell (1995) sostiene que a lo menos pueden distinguirse cinco tipos diferentes de fragmentación de hábitat -o más bien de fuerzas fragmentadoras- dependiendo de la causa y procesos que la provocan.

1. Fragmentación regresiva. Ocurre cuando la "extracción" de la cubierta boscosa se realiza en una sola dirección. Los hábitat del bosque se retiran regresivamente, y en la medida que se ensancha el borde, se estaría ejerciendo una mayor presión sobre los hábitat remanentes.
2. Fragmentación envolvente. Sucede cuando la extracción de la cubierta boscosa ocurre por todos los lados del bosque, ejerciéndose fuerzas o presiones hacia el centro del rodal (bosque). Esto permite una mayor frecuencia de invasión de especies oportunistas y exóticas, debido básicamente a la existencia de un borde muy extenso.
3. Fragmentación divisoria. Generalmente se presenta cuando un bosque continuo se fragmenta en dos, tal es el caso de una carretera o líneas hidrológicas.
4. Fragmentación usurpadora. Similar a la anterior, sucede cuando una parte de la cubierta del bosque se ha quitado para formar simplemente un corredor delgado dentro del

bosque, pero debido a su naturaleza lineal, es especialmente susceptible a formar fragmentos divisorios, por ejemplo, para el cableado de torres de alta tensión.

5. Fragmentación intrusiva. Ocurre cuando en el interior del bosque se crean claros. Estos claros pueden ser causados por medios naturales o por acción antrópica. A menudo estos claros se unen formando claros más grandes.

Bell (1995) señala además, que independientemente del tipo o varios tipos de fuerzas fragmentadoras que se desarrollen en un determinado paisaje, inclusive las aún no identificadas, todas conllevan a una significativa pérdida de las especies nativas y un acrecentamiento simultáneo de especies invasoras al interior del fragmento formado, tanto floral como faunística.

2.1.3 Tamaño, forma, y grado de aislamiento de los fragmentos

2.1.3.1 Tamaño. El tamaño de los fragmentos afecta principalmente a la riqueza de especies que se puede encontrar. Hunter (1996) señala que existen tres razones principales del por qué fragmentos grandes tienen más especies que fragmentos pequeños. Primero, un fragmento grande casi siempre tendrá una variedad mayor de ambientes que un fragmento pequeño -como por ejemplo, tipos diferentes de suelo, un arroyo, una roca, un área recientemente perturbada por un incendio, etc.- y cada uno de estos provee nichos ecológicos para que algunas especies prosperen, especies que estarían ausentes de otra manera.

Segundo, en un fragmento grande probablemente pueda que se desarrollen sin problemas especies comunes y especies infrecuentes -aquellas que se encuentran sólo en densidades bajas- pero un fragmento pequeño es probable que sólo pueda tener especies únicas. Esta idea es fácil de imaginar cuando se considera a aquellas especies que tienen hábitos de hogar extensos; por ejemplo, es muy difícil encontrar un oso o un puma en un fragmento pequeño.

Y tercero, los fragmentos pequeños, por regla general tendrán menos población de cualquier especie determinada, a diferencia de los fragmentos grandes, y una población pequeña es más susceptible de extinguirse que una población grande (Hunter 1990 y 1996; Meffe et al. 1997; Brown y Lomolino 1998).

Sepúlveda et al. (1997), consideran que las reservas naturales forman parte de paisajes más amplios que no están protegidos, por lo tanto pueden ser consideradas como verdaderos fragmentos que intercambian materiales y energía con el exterior, incluyendo plantas y animales que se mueven de un lugar a otro. Es así que el tamaño de las reservas naturales es un aspecto particularmente crítico, por cuanto mientras más grandes sean éstas, mayor es el número de especies que pueden contener y menor es la tasa de extinción que en ellas tenderá a ocurrir (Mella y Simmonetti 1994; Sepúlveda et al. 1997).

El tamaño de los fragmentos además está en directa relación con el ámbito de hogar de las especies; así, cuando los fragmentos de bosque son más pequeños que el ámbito de hogar de una especie determinada, la fragmentación se

denomina de "grano fino". Si las áreas más grandes contienen varios ámbitos de hogar, la fragmentación se denomina, entonces, de "grano grueso" (Rolstad 1991 citado por Murúa 1996).

2.1.3.2 Forma. Además del tamaño de los fragmentos, también es fundamental la forma que éstas tengan. Un fragmento de bosque alargado, por ejemplo, tiene un mayor perímetro que otra circular con la misma área, lo que produce en el primer caso un mayor efecto borde, es decir, produce una mayor permeabilidad a las influencias del entorno (Sepúlveda et al. 1997). En un fragmento alargado no existirá realmente un hábitat interior, debido a que si se ubican puntos al interior de éste, todos estarían cerca de un borde, en cambio, en un fragmento regular o circular si existiría un hábitat interior, debido a que habría un lugar geométrico en que los puntos estarían a una distancia suficiente del borde (Figura 4).

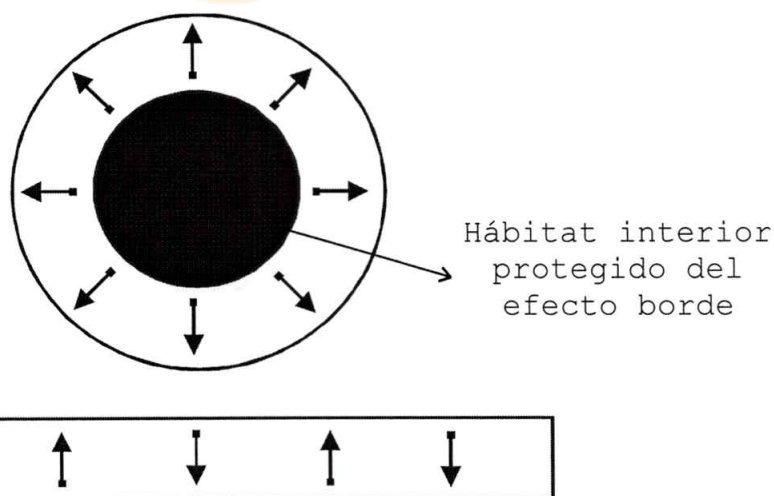


Figura 4. El diagrama esquemático muestra la relación entre la superficie y el perímetro de dos fragmentos de la misma superficie (Meffe et al. 1997; Sepúlveda et al. 1997).

Entre las influencias del entorno se cuenta, por ejemplo, el ingreso de plantas y animales domésticos que pueden ser competidores y depredadores de las especies nativas, pudiendo llegar incluso a la extinción local. En contraste, un fragmento con una mayor superficie/perímetro, será capaz de contener una mayor proporción de hábitat interior o poco alterado -por lo tanto más difícil de colonizar por especies exóticas- y, por consiguiente, de resistir mejor las perturbaciones externas (Figura 5).

Debe entenderse como efecto borde al conjunto de los efectos de la matriz sobre un fragmento, el cual se puede manifestar como cambios bióticos y abióticos al interior de un fragmento, principalmente en su perímetro. El efecto borde puede llegar a ser importante si los fragmentos son alargados o de forma irregular. Esto se debe a que independientemente de su tamaño, fragmentos irregulares también poseen una relación perímetro/área mayor que fragmentos más regulares (Bustamante y Grez 1995).

Hunter (1990, 1996) señala que la longitud del perímetro de un parche cambia como una función lineal y su área como una función cuadrática. Por ejemplo, un fragmento cuadrado de 2 x 2 km, tendrá un perímetro de 8 km y un área de 4 km². Si el fragmento aumenta el largo a 4 x 4 km, su perímetro es el doble, 16 km, pero su área aumentará cuatro veces, a 16 km². Esto significa que, como la fragmentación crea parches pequeños con hábitat minúsculos, el efecto del borde hacia el interior del fragmento aumenta desproporcionadamente en la medida que se reduce el tamaño del fragmento; es decir, el área segura dentro de un fragmento se reduce en la medida que disminuye su tamaño.

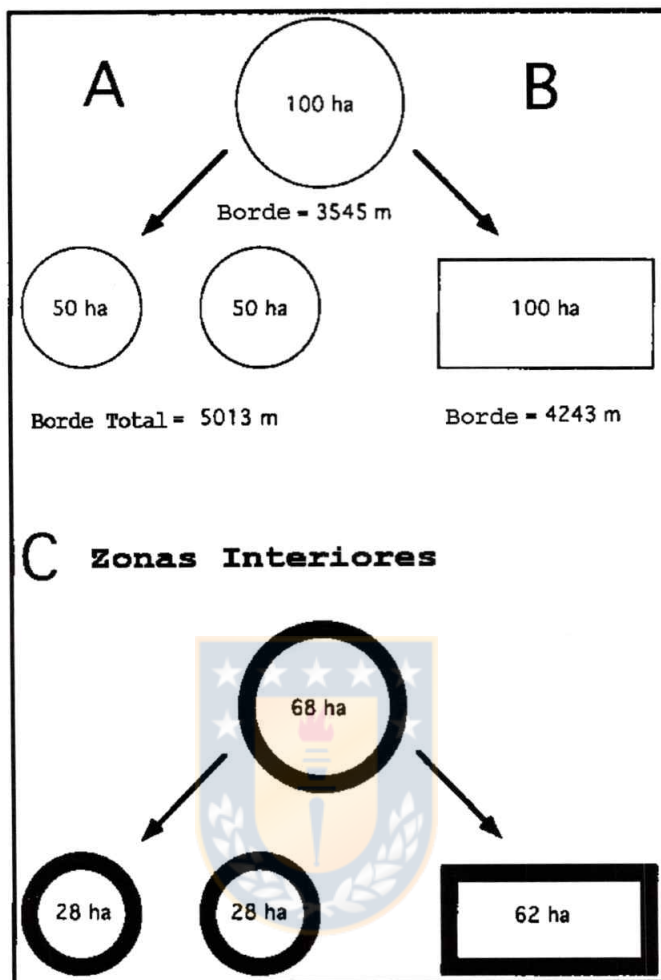


Figura 5. Tres principios geométricos en que el borde afecta a distintas áreas de fragmentos de hábitat: (A) Parches pequeños tienen bordes relativamente más largos que parches grandes. (B) Parches menos circulares tienen bordes más largos que parches con forma circular. (C) La zona interna de un parche no circular o pequeño es relativamente más pequeña en comparación a la de un fragmento circular grande (la zona sombreada considera 100m lineales hacia el interior del parche) (Hunter 1996).

2.1.3.3 Grado de aislamiento. El grado de aislamiento puede estar determinado tanto por la distancia entre los fragmentos como por el tipo de matriz que los rodea. Por ejemplo, dos fragmentos pueden estar cerca en términos de distancia, pero pueden estar funcionalmente aislados si se

encuentran rodeados por una matriz que les impida el intercambio de organismos entre ellos (Bustamante y Grez 1995).

Los fragmentos que se aíslan de otros parches de hábitat similares, ya sea por grandes distancias o por una matriz especialmente inhóspita, probablemente tengan menos especies que aquellos fragmentos menos aislados, principalmente por dos razones. Primero, relativamente pocos individuos de especies determinadas inmigrarán a un fragmento aislado. La inmigración de los individuos es importante por que ellos pueden "rescatar" una población pequeña de la extinción local, y además por que ellos pueden también reemplazar una población ya desaparecida (Brown y Kodric-Brown 1977 citados por Hunter 1996).

Segundo, especies que son suficientemente móviles para utilizar un "archipiélago" de fragmentos pequeños de hábitat, pueden colectivamente comprender un área suficientemente grande que les permita desarrollar su hábitat doméstico, disminuyendo la probabilidad de usar solamente un fragmento aislado simplemente por que sería ineficiente visitarlo (Hunter 1996).

El aislamiento puede influir directamente en los habitantes del fragmento de manera tal, por ejemplo, que un mamífero dominante rapaz podría transitar de un fragmento a otro en sólo unos instantes, a diferencia de un animal pequeño y lento, que podría estar impedido de mudarse a otro fragmento debido a la exposición que sufre (Bell 1995).

2.2 Fragmentos de bosques como islas biogeográficas

Los fragmentos de bosques como islas es una consideración metafórica, ya que las islas son lejanos refugios en donde la vida está protegida por una extensión de agua (Hunter 1990). Además, los fragmentos de bosques aislados no tienen el tamaño suficiente o simplemente son demasiado pequeños para resistir y por lo tanto se estancan debido a las perturbaciones y presiones provenientes del exterior. Desgraciadamente, esta forma es el retrato más exacto de las "islas" de hábitat forestales en donde persistentemente se le ha quitado el bosque de la tierra (Hunter 1990; Brown y Lomolino 1998). Por ejemplo, tres hectáreas de bosque rodeado por pastizales y tierras productivas pueden sólo mantener un vestigio original de la fauna asociada a los bosques de una determinada región, como así también, un camino que divide un bosque disminuiría el valor como hábitat para algunas especies que viven en él.

Debe considerarse que el principal factor que afecta la diversidad biótica de una isla es su aislamiento, por que mientras más aislada se encuentre ésta, menos especies puede soportar (Hunter 1990; Meffe et al. 1997). Así la migración y la colonización están enormemente influenciadas por el grado de aislamiento. La distancia de la isla del continente es la medida más simple de aislamiento, pero este aislamiento es más complejo porque el agua no es una barrera igual para todas las especies, por ejemplo para una gallina y una gaviota (Hunter 1990).

Sin embargo, las similitudes entre un fragmento y una isla, particularmente con una isla continental son casi obvias.

En ambos casos se trata de una unidad pequeña de tierra con sus plantas y animales que han sido separadas de otros ecosistemas por la intrusión de una barrera, agua o abertura de tierra (Hunter 1990; Meffe et al. 1997; Brown y Lomolino 1998). A diferencia de las islas oceánicas que emergen en el mar, que a través del tiempo han sido colonizadas gradualmente por varias especies, principalmente plantas y aves (Ferrerías y Fidalgo 1991).

Tanto en fragmentos como en islas continentales, se puede predecir la cantidad de especies que han llegado a extinguirse localmente porque la variedad y el tamaño de los hábitat son muy limitados. La documentación para esos fenómenos generalmente se limita a correlaciones entre el tamaño del fragmento y la riqueza de especies de aves, que han sido descrito en varias partes del mundo (Hunter 1990).

Cabe señalar en todo caso, que aunque los fragmentos sean considerados como islas, estos presentan ciertas diferencias que deben tenerse en consideración. De esta manera las diferencias más importantes entre islas y fragmentos son las siguientes (Hunter 1990):

1. El agua y las aberturas de tierra presentan dos tipos de barreras diferentes. Es así que la inmigración a las islas es probablemente mas limitada que la inmigración a fragmentos arbolados.
2. El tiempo cronológico es otra diferencia. Islas continentales llegaron a su nivel por cambios producidos durante miles de años, a diferencia de los parches arbóreos que han sido aislados principalmente por actividades humanas en el paisaje. Es muy probable que el proceso de extinción gradual que han sufrido las

islas no se halla completado en los fragmentos de bosques.

3. La intensidad de las interacciones entre los miembros de comunidades de bosques fragmentados y miembros de comunidades terrestres circundantes probablemente sea mucho mayor que la interacción entre islas y comunidades acuáticas. En otras palabras, predadores, parásitos y competidores de comunidades adyacentes, tienen más probabilidad de encontrarse con un fragmento de bosque que con una isla (Wilcove et al. 1986; Hunter 1990; Brown y Lomolino 1998).

No obstante esto, a algunos biólogos conservacionistas les pareció razonable presumir que los efectos del aislamiento sobre la biota de las islas continentales podrían proveer un modelo para comprender los efectos del aislamiento sobre poblaciones que desarrollan sus ecosistemas en parches naturales aisladas por un mar de tierra alterada antrópicamente (Hunter 1990, 1996).

Actualmente, la mayoría de los biólogos reconocen la pertinencia que la teoría de islas biogeográficas se limita en algo con algunos puntos relacionados con la fragmentación de bosques, principalmente por que las especies que habitan estas "islas" de bosque no están tan aisladas como las especies de las verdaderas islas continentales (Brown y Lomolino 1998); no obstante, la teoría de islas biogeográficas provee un fundamento conceptual para comprender la fragmentación de bosques, básicamente por dos ideas principales. Los fragmentos pequeños (o islas) tienen menos especies que los fragmentos

grandes, y los fragmentos más aislados tienen menos especies que fragmentos menos aislados (Hunter 1990).

2.2.1 Teoría de isla Biogeográfica, insularización y efecto del área. El reconocimiento de una relación entre el número de especies y el área terrestre, es una de las grandes generalizaciones empíricas de la biogeografía. Aparentemente la primera mención a la relación especie-área fue realizada por el naturalista Johann Reinhold Forster entre los años 1772-1775, quien señaló que "las islas sólo producen un mayor o menor número de especies, en la medida que su circunferencia sea más o menos extensa" (Meffe et al. 1997; Brown y Lomolino 1998). Estudios posteriores confirmaron que el efecto especie-área descrito para muchos grupos de islas debía hacerse extensivo a las "islas de hábitat" de paisajes terrestres (Meffe et al. 1997; Brown y Lomolino 1998).

Es así, que a partir del siglo XIX y comienzos del siglo XX, diversos naturalistas, tales como Wallace, quien trabajó en las Indias Orientales y contribuyó importantemente a la comprensión de la especiación y otros aspectos del proceso evolutivo; y Darwin, que realizó experiencias en las islas Galápagos, integraron conceptos como ecología, evolución y biogeografía. En 1959, G. E. Hutchinson, en su obra "Homenaje a Santa Rosalía, o ¿Por qué hay tantos tipos de animales?", llamó la atención al problema de cómo explicar la variación geográfica en la diversidad de especies (Ortiz 1998).

A principios de la década de los años 60, el ecólogo matemático Robert MacArthur y el naturalista y ecólogo

Edward Wilson, buscaron modelos generales en las distribuciones de diversos tipos de especies, con la esperanza que tales modelos tengan explicaciones ecológicas generales que respondan a las tendencias de que el número de especies aumenta con el área de las islas y disminuye con el aislamiento de ellas (Brown y Lomolino 1998).

Es así que entre los años 1963 y 1967, estos dos científicos postulan la teoría del equilibrio de isla biogeográfica. La idea fundamental de la teoría de equilibrio de isla biogeográfica de MacArthur y Wilson (1967) es que el número de especies en una isla representa un balance entre la inmigración de nuevas especies que no están presentes en un momento dado, y que provienen como colonizadoras del continente, y la tasa de extinción de las especies que habitan la isla (MacArthur and Wilson 1967; Hunter 1990, 1996; Meffe et al. 1997; Ortiz 1998; Brown y Lomolino 1998). La tasa de inmigración está determinada principalmente por cuán aislada se encuentra la isla, así que mientras más aislada se encuentre, más baja es la tasa de inmigración. La curva para islas lejanas es más baja que la curva para islas cercanas a tierra firme. Las tasas de extinción, por otro lado, están en función del tamaño de la isla, así poblaciones en islas grandes tienden a ser de mayor tamaño y por lo tanto menos vulnerables a la extinción. La curva de extinción para islas grandes es más baja que la curva de extinción para islas pequeñas (Figura 6).

Para una isla dada, la tasa de extinción y la tasa de inmigración logran balancearse y mantener en número de especies relativamente constante. En la figura 6, se

representa el número de especies para cuatro equilibrios (MacArthur y Wilson 1967; Hunter 1990; Hunter 1996; Meffe et al. 1997; Ortiz 1998; Brown y Lomolino 1998):

SFS: Número de especies para isla lejana y pequeña,

SFL: Número de especies para isla lejana y grande,

SNS: Número de especies para isla cercana y pequeña,

SNL: Número de especies para isla cercana y grande,

P: Número total de especies que podrían potencialmente migrar desde la isla a tierra firme.

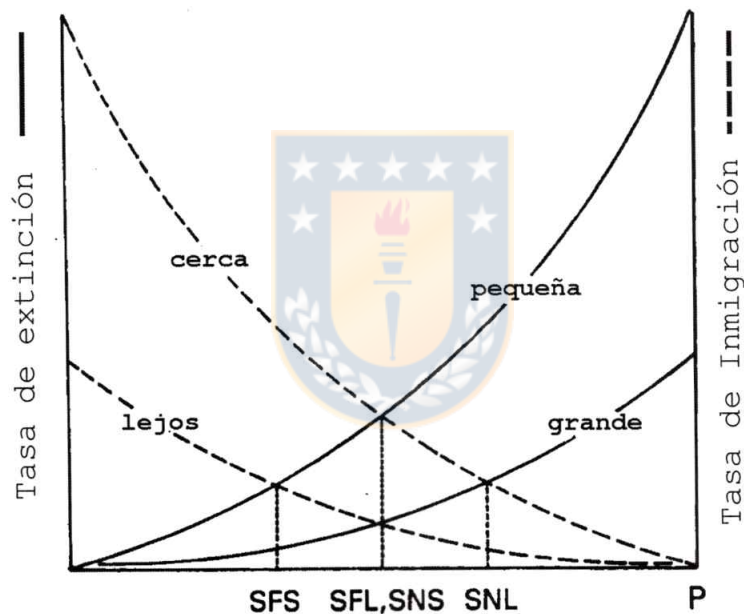


Figura 6. Teoría de equilibrio de isla biogeográfica (MacArthur & Wilson 1967; Hunter 1990, 1996; Brown y Lomolino 1998).

Si bien es cierto Hunter (1990) y Brown y Lomolino (1998) reconocen ciertas falencias en esta teoría, para ellos la importancia radica que por el hecho de ser una teoría bastante simple puede ser cuestionable, pero entrega una bien definida estructura por donde comenzar.

Meffe et al.(1997) señalan además que aunque existan investigadores que no apoyen completamente la teoría de islas biogeográficas debido a múltiples razones, esta teoría indudablemente ha conducido a adelantos importantes en temas como la conservación de hábitat y los efectos potenciales del aislamiento de "islas" de hábitat sobre la diversidad biológica. Señalan por último que "sería difícil pensar en una contribución más significativa".

Un principio fundamental de las islas biogeográficas es que las islas tienen menos especies que los continentes cercanos, y pequeñas islas tienen menos especies que islas de mayor tamaño. Esta relación no es única para islas. Si se va a cualquier ecosistema y se identifican especies en una serie de parcelas progresivamente más grandes, el número de especies registradas incrementaría según un patrón predecible. Esta es la llamada relación especie-área (Figura 7). Esta relación, sin embargo, no es lineal, así el número de especies aumentaría a tasas decrecientes en la medida que se aumenta el tamaño de la isla (Brown y Lomolino 1998).

$$S = cA^z$$

Así los componentes de esta relación son los siguientes:

S = Número de especies (o riqueza),

c = constante,

A = Área de las isla (o fragmento),

z = parámetro que representa la relación logarítmica entre S y A.

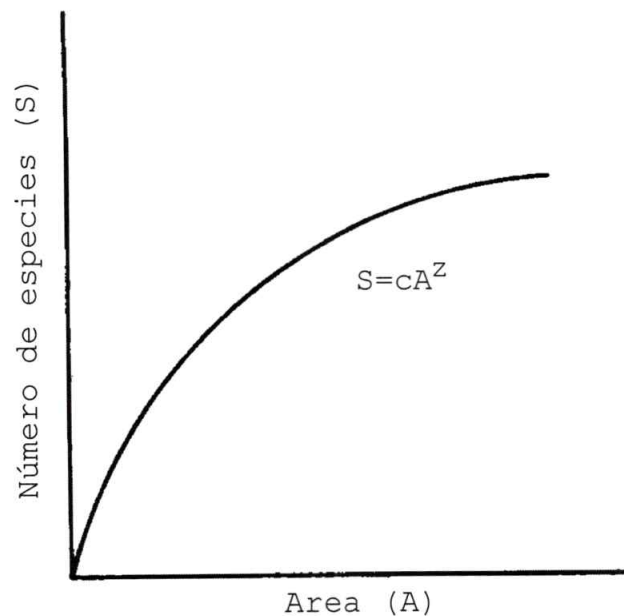


Figura 7. Diagrama esquemático de la relación especie-área

Típicamente, esta relación se puede linearizar aplicando logaritmo a ambos lados de la ecuación, quedando expresada de la siguiente manera:

$$\log(S) = \log(c) + z \log(A)$$

Los valores de c y z pueden ser fácilmente estimados usando una regresión simple con los datos logarítmicamente transformados (Brown y Lomolino 1998). Esta relación empírica se representa en las figura 8 y 9, entre el número de especies (S) y el área (A) de la isla o fragmento.

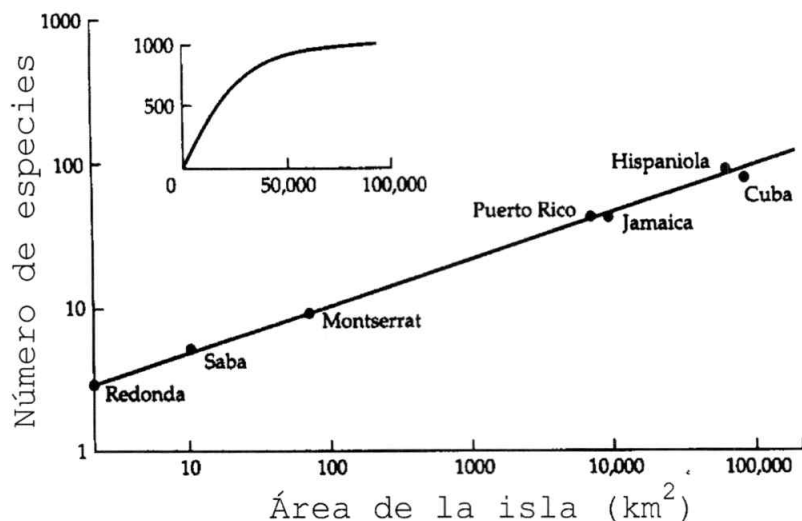


Figura 8. Relación empírica entre el número de especies, S , y el área de las islas, A , para reptiles y anfibios de las Indias Occidentales, graficados de los datos originales de Darlington (1957). Nótese que ambos ejes son logarítmicos, y los puntos se ubican bien con respecto a la línea recta de la ecuación $S=cA^z$ (Brown y Lomolino 1998).

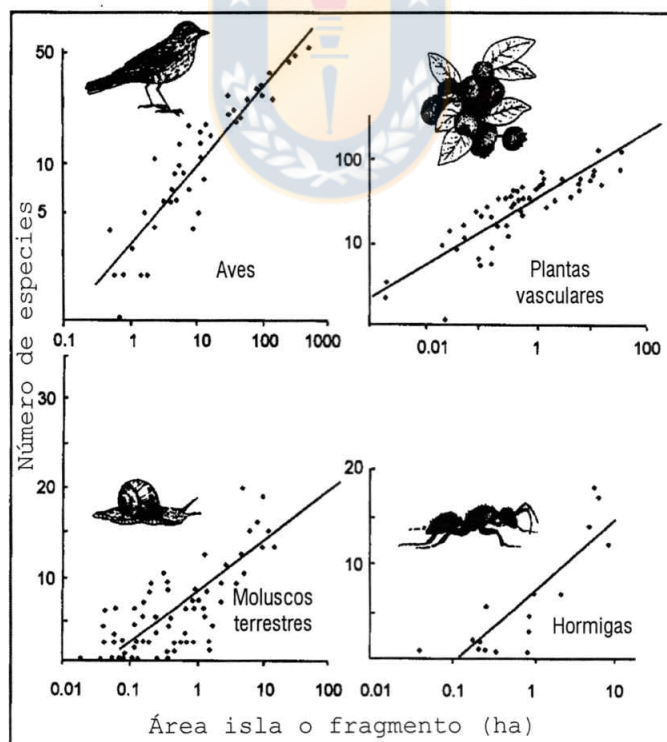


Figura 9. Relación entre el número de especies y área. El número de especies aumenta a medida que el tamaño de la isla aumenta. Se graficó con datos tomados de las Islas en el mar Báltico por Järvinen y Ranta en 1987 (Hunter 1996).

En un estudio realizado en la Isla Grande de Chiloé, se obtiene una primera aproximación al efecto del tamaño de los fragmentos de bosque sobre la diversidad de la avifauna proveniente del análisis de censos de aves realizados en islas de distintos tamaños ubicadas al sur de la Isla Grande de Chiloé (Rozzi et al. 1994, 1996).

El análisis mostró una correlación positiva significativa entre el logaritmo del área de las islas (que es equivalente al área de bosque en cada caso) y el número de especies de aves ($c=3,73$; $r^2=0,75$; $p<0,01$) (Figura 10). Esta correlación es congruente con la teoría de biogeografía de islas y con resultados de otros trabajos que señalan al tamaño del fragmento de bosque como el mejor predictor del número de especies de aves (Rozzi et al. 1995, 1996; Hunter 1996; Brown y Lomolino 1998).

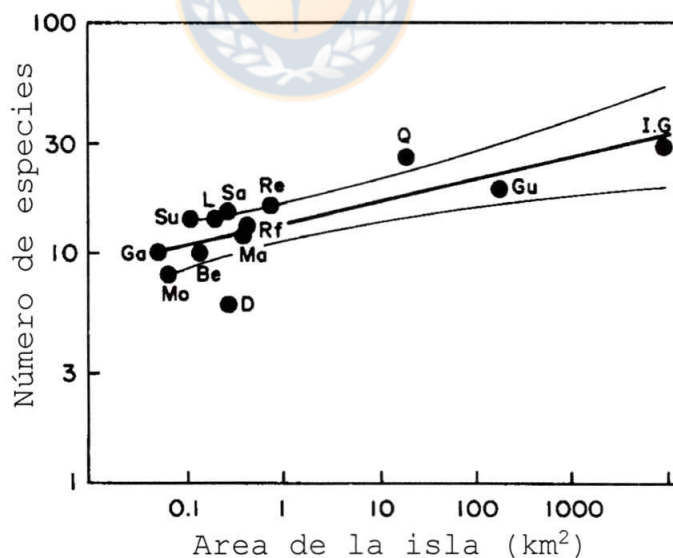


Figura 10. Relación entre el número de especies y el área de las islas al sur de la Isla Grande de Chiloé. Abreviación de los nombres de islas: L=Leguas, S=Surgidero, Mo=Monitor, Ga = Gamma, Sa = Salort, Re = Redonda, Rf = Refugio, Ma = Mayor, B = Beta, D = Dolores, Q = Quilán, Gu = Guarfo, Ig = Isla Grande (Rozzi et al. 1996).

En la costa noroeste de la Isla Grande de Chiloé, Willson et al. (1994) encontraron que la diversidad de especies de aves en fragmentos de bosques de *Nothofagus* de distintos tamaños disminuye significativamente con la reducción del área de la cubierta boscosa.

La pérdida de especies de aves en la Isla Grande de Chiloé es grave por que implica la desaparición de los hábitat de especies únicas y restringidas geográficamente. Ya que estos organismos presentan un alto grado de endemismo y alguno de ellos proveen de "servicios" fundamentales para la regeneración del bosque, tales como polinización y dispersión de semillas (Bustamante y Grez 1995).

Esta relación especie-área justifica su existencia en base a tres razones principales.

1. Como el área aumenta, entonces lo hará también la diversidad del ambiente físico (Williamson 1981 citado por Hunter 1990). Por ejemplo, comparando 10 m² con 50 m², es probable que el área más grande tenga mayor rango de microhábitat que el área más pequeña.
2. En áreas más grandes es probable que existan especies raras que vivan en bajas densidades tan satisfactoriamente como si fuesen especies comunes al área. Por ejemplo, es más difícil encontrar a un oso mientras más pequeña sea el área de análisis y por lo tanto puede que el área más pequeña pertenezca a una ruta del oso, pero no a todo su hábitat necesario.
3. Existen menos especies en islas (o fragmentos) más pequeñas y éstas, por lo general, sostienen bajas poblaciones, que por su naturaleza están más afectas de

ir la extinción. Esto puede ser producto de que en poblaciones pequeñas aumentan los problemas genéticos, fluctuaciones al azar del sexo y estructuras de edad de poblaciones, cambios en el ambiente y eventos catastróficos (Soulé 1987 citado por Hunter 1990).

El tamaño de la isla y el aislamiento pueden ser los principales determinantes de la diversidad, pero sus efectos se ven acentuados por el hecho de que muchas especies han desarrollado fuertes relaciones, a menudo simbióticas. En islas pequeñas existirán pocos animales, en parte porque se tendrán relativamente pocas especies de plantas que los animales puedan usar para forrajear, obtener frutas, polen, otros animales para su alimentación, etcétera. (Power 1972 citado por Hunter 1990).

2.3 Reservas de la naturaleza como islas biogeográficas

Las primeras áreas silvestres protegidas del mundo fueron creadas durante el siglo pasado con el fin de proteger paisajes considerados con especial valor escénico. En algunos casos, la declaración de ciertas áreas como reservas naturales también estuvo motivada por la necesidad de proteger cuencas hidrográficas consideradas estratégicas (Sepúlveda et al. 1997).

Con los años, y a medida que la destrucción y fragmentación de los hábitat naturales iba aumentando, el objetivo para la creación de nuevas áreas silvestres protegidas comenzó a cambiar. Así en las últimas décadas la función de las reservas naturales pasó a ser la de retener la máxima diversidad posible de elementos biológicos inherentes a los

ecosistemas silvestres de un territorio determinado (Meffe et al. 1997).

Actualmente se considera que el objetivo de toda área silvestre protegida debiera ser el de contribuir a asegurar la continuidad del proceso a través del cual surgen, se adaptan, se transforman y desaparecen naturalmente las distintas formas de vida que han existido en la tierra. Para que las áreas silvestres contribuyan a este objetivo, lo que debe protegerse no es la "fotografía" de las especies y ecosistemas, sino el complejo proceso de interacciones de muy largo plazo entre los organismos y su medio ambiente, a partir del cual se desarrolla la capacidad de adaptación evolutiva (Sepúlveda et al. 1997).

El grado en que un área silvestre protegida está en condiciones de contribuir a la continuidad del proceso de evolución biológica se relaciona, al igual que los fragmentos de hábitat y las islas, con su tamaño, relación entre su superficie y el perímetro de sus bordes, su grado de aislamiento y con su heterogeneidad interna.

El tamaño de las reservas naturales se refiere a que mientras más grandes son éstas mayor será el número de especies que pueden contener y menor será la tasa de extinción en ellas (Mella y Simmonetti 1994).

La forma de la reserva natural afectará de modo que mientras más alargada sea ésta, mayor será el perímetro que tendrá contacto con el exterior -o matriz- produciendo un mayor efecto borde, es decir, una mayor permeabilidad a las influencias del entorno (Bustamante y Grez 1995).

El grado de aislamiento de una reserva natural es un problema crítico, ya que este es el grado en que se encuentran vinculadas a otros ambientes naturales similares, sean éstos otras áreas protegidas o parches de bosques remanentes. Esto se encuentra directamente relacionado con el grado de alteración que presente el paisaje circundante, es decir, a las variaciones que presente alrededor y fuera de las reservas (Hunter 1990; Sepúlveda et al. 1997).

Por último, la heterogeneidad interna, en términos de variedad de hábitat, es fundamental para que las áreas protegidas conserven adecuadamente la diversidad biológica que ellas contienen. Así, para mantener la biodiversidad y reducir el riesgo de extinción local, las reservas requieren disponer en su interior de suficiente heterogeneidad interna a fin de contener el mayor número posible de poblaciones de una misma especie (Pickett y Thompson 1978 citados por Sepúlveda et al. 1997).

La situación de las áreas silvestres protegidas dista mucho a nivel mundial, y nacional, de acercarse al cumplimiento de las condiciones anteriores (Rozzi et al. 1994; Sepúlveda et al. 1997). Si bien en Chile aproximadamente el 18,3% (13,8 millones de ha) de la superficie continental corresponde a área protegida (CONAF-CONAMA-BIRF 1997; Martínez 1998), las reservas existentes tienen tamaños insuficientes para contener poblaciones genéticamente viables, principalmente de especies con rango de hogar amplios, poseen problemas de diseño debido a la forma y tipo de bordes, y en general se encuentran aisladas de otros ambientes naturales (Sepúlveda et al. 1997).

En efecto, Rozzi et al. (1994) señalan tres consideraciones que limitan seriamente la utilidad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE), para proteger la biodiversidad del bosque nativo chileno, principalmente del bosque templado.

Primero, el área de la mayoría de las reservas es insuficiente para mantener poblaciones viables de la mayoría de las grandes especies de vertebrados (Mella 1994; Rozzi et al. 1994).

Segundo, un 92% de la superficie protegida por el SNASPE se ubica fuera de las regiones de mayor diversidad y endemismo del bosque templado (Armesto et al. 1992; Mella y Simmonetti 1994; Rozzi et al. 1994).

Y tercero, las zonas inmediatamente adyacentes a las reservas no están sujetas a ningún tipo de control o regulación del uso de la tierra (Rozzi et al. 1994). Por ejemplo, en la Reserva los Ruiles, las plantaciones comerciales de pino (*Pinus radiata* D. Don) se extienden hasta el borde mismo del área protegida, teniendo una notable influencia sobre el bosque de ruil, debido a una colonización masiva de pino al interior de los fragmentos producto que durante gran parte del año el follaje de las especies dominantes -ruil y hualo- está ausente y a una gran habilidad competitiva que posee el pino (Bustamante et al. 1994). Realidad que se repite en otros áreas como el Parque Nacional Nahuelbuta y el Parque Nacional Conguillío, entre otras (Rozzi et al. 1994).

La prioridad social dada a la conservación de la biodiversidad es todavía demasiado baja comparada con la que reciben las necesidades productivas de los países. Así, el desafío será cambiar el foco de atención desde la escala local de unas pocas reservas naturales hacia una escala global o del paisaje.

En 1975, Jared Diamond (Hunter 1990), usando la teoría de islas biogeográficas y sus observaciones personales en la distribución de aves en islas que rodean a Nueva Guinea, propone seis recomendaciones de diseño que podrían mantener la diversidad de especies en las reservas naturales rodeadas por espacios dominados antrópicamente (Figura 11):

1. Una reserva grande tendrá más especies que una reserva pequeña, debido a su relación especie-área.
2. Por lo mismo, una reserva sola grande es preferible a varias reservas pequeñas de igual área total, asumiendo que ellas representan el mismo tipo de hábitat.
3. Si es necesario tener múltiples reservas pequeñas, estas deben estar lo más cerca posible a fin de evitar o disminuir el aislamiento.
4. Ordenar los fragmentos en pequeños racimos, y no en forma lineal, de modo que facilite la movilidad de especies entre fragmentos.
5. Unir los fragmentos con corredores de hábitat, lo que hará que las especies se muevan y transiten entre fragmentos más fácilmente.
6. Hacer los fragmentos lo más circular posibles, de modo de reforzar la dispersión dentro del fragmento y así reducir lo más posible las consecuencias del efecto borde.

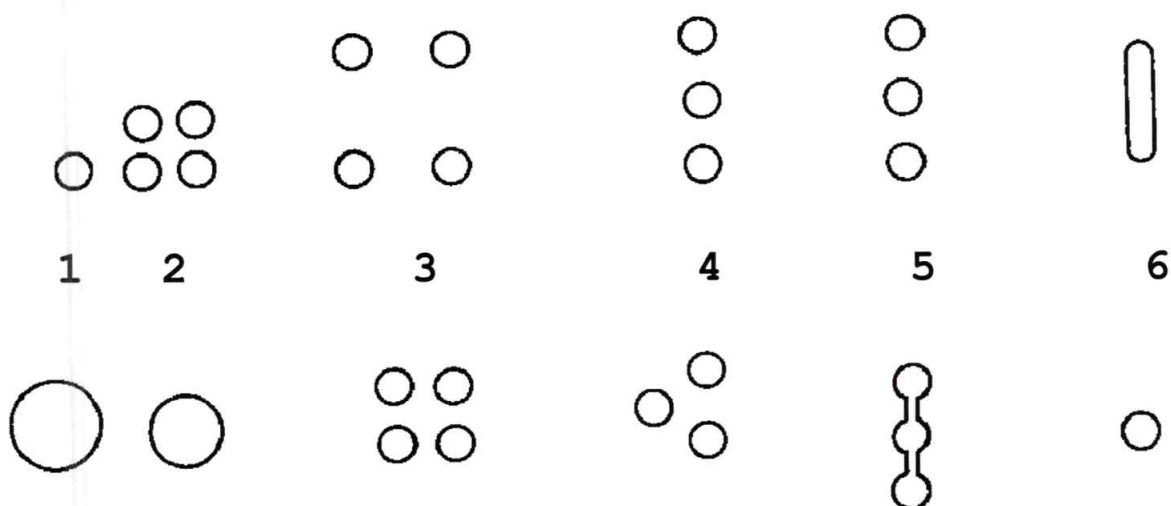


Figura 11. Esquema representativo de los principios para el diseño de reservas naturales. En cada par, el diseño de abajo probablemente tendrá una menor tasa de extinción y una mayor diversidad de especies (Diamod 1975 citado por Hunter 1990).

Ortiz (1998), señala además que para el óptimo diseño de una reserva se debe considerar algunos hechos que caracterizan a las especies que componen el sistema, tales como:

1. Las especies no son ecológicamente iguales, ya que ocupan nichos diferentes,
2. La vulnerabilidad de extinción varía según las especies por las diferencias en los requerimientos de áreas de cada especie,
3. La habilidad que tienen las especies de plantas y animales para dispersarse varía según cada especie,
4. La heterogeneidad espacial a nivel horizontal y altitudinal determina la disponibilidad estacional de recursos alimenticios y espacios reproductivos para numerosas especies,

5. Los ecosistemas, especialmente los tropicales, están contruidos sobre elaboradas redes de relaciones mutualistas,
6. Las especies de gran tamaño tienden a tener bajas densidades y por lo tanto son más suceptibles a la extinción y,
7. No todas las especies requieren necesariamente el mismo régimen de conservación.

Rozzi et al. (1994) y Sepúlveda et al. (1997), enfatizan en la idea de Noss (1990), quien señala que para el diseño de un sistema regional de reservas (Figura 12), se requiere introducir formas de manejo del paisaje basadas en criterios ecológicos que contribuyan a:

1. Crear áreas de amortiguamiento o zonas "buffer" de la actividad humana alrededor de las reservas; una zona de amortiguación interior destinada a unos pocos usos intensivos tales como el ecoturismo, y una zona de amortiguación exterior, donde sería posible de desarrollar ciertas actividades productivas, como la cosecha selectiva de especies y que separa la reserva de la matriz de uso productivo intensivo; 2. Aumentar la conectividad de las reservas a través de corredores de hábitat natural (Figura 12) y 3. Minimizar el deterioro ambiental de la matriz (Noss 1990).

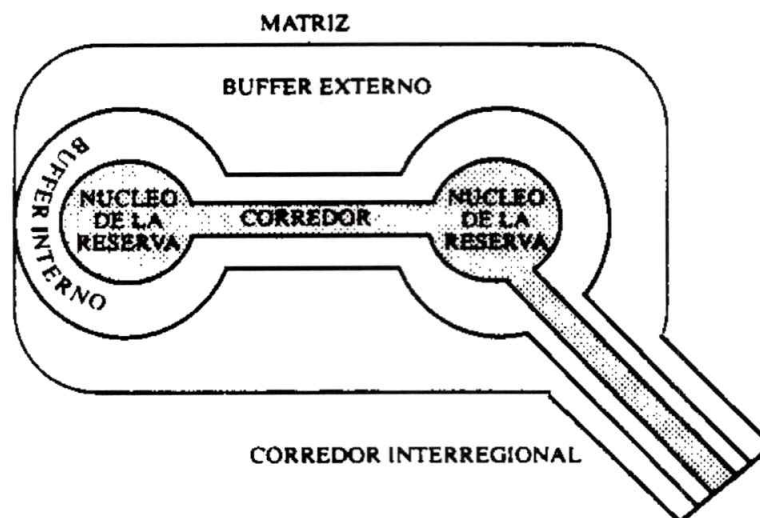


Figura 12. Diseño de un sistema de reserva regional. Este diseño incluye núcleos de reserva, corredores que los interconectan, y zonas de amortiguamiento o "búfer" en torno a estos (Modelo propuesto por Noss 1990 citado por Rozzi et al. 1994; Sepúlveda et al. 1997).

2.4 Consecuencias de la fragmentación de bosques

Debido a que la destrucción del ecosistema es una parte integral de la fragmentación de hábitat, es inevitable que la fragmentación tenga un serio efecto negativo sobre la diversidad biológica (Hunter 1996).

La consecuencia más obvia de la fragmentación de hábitat es que aunque los ecosistemas permanecen inalterados al interior de los parches remanentes, las especies más sensibles a los cambios de área en sus hábitat no podrán utilizarlos ya que estos no presentan las suficientes condiciones que les permitan desarrollar su gama doméstica (Hunter 1990, 1996).

Algunos efectos de la fragmentación sobre la diversidad biológica han sido muy significativos, otros se presentarán

en forma sutil e indirecta. Algunos ocurren casi inmediatamente después de la perturbación inicial, y otros se han desarrollado durante décadas y aún continúan desarrollándose (Meffe et al. 1997).

Los efectos de la fragmentación pueden apreciarse en varios niveles de organización biológica, desde cambios en las frecuencias de genes al interior de las poblaciones hasta amplios cambios continentales en las distribuciones de las especies y de los ecosistemas (Rozzi et al. 1994), sin embargo, los efectos sobre la flora y la fauna van a depender, además, de las características biológicas de los organismos que habitan los fragmentos (Bustamante y Grez 1995). Es así como organismos con una gran capacidad de dispersión, organismos generalistas en el uso de recursos u organismos con ámbitos de hogar pequeños, se verán menos afectados por la fragmentación que organismos más sedentarios, especialistas o con ámbitos de hogar grandes (Bustamante y Grez 1995; Meffe et al. 1997).

Sin embargo, a nivel de las especies, Meffe et al. (1997) señalan que esencialmente existen tres opciones que estas tienen para mantenerse en un paisaje altamente fragmentado. Primero, algunas especies podrían sobrevivir o prosperar en la matriz con un uso humano de la tierra. Segundo, algunas especies podrían sobrevivir por mantener poblaciones viables al interior de fragmentos de hábitat individuales, esta opción es sólo para especies con hábitat domésticos pequeños o requerimientos reducidos de área. Una tercera manera de sobrevivir en un paisaje fragmentado es ser altamente móvil. Algunas especies móviles pueden llegar a integrar a su hábitat doméstico numerosos fragmentos de su

hábitat original (Meffe et al. 1997). Esta cualidad es importante por que puede en cierto modo equilibrar la extinción local de este tipo de especies.

2.4.1 Exclusión inicial. Uno de los efectos más obvios de la fragmentación es la eliminación de las especies únicas que vivían en los paisajes destruidos por el desarrollo. Muchas especies raras son endémicas con distribuciones muy limitadas, por lo que sólo podrían encontrar uno o unos cuantos parches de hábitat apropiados para desarrollarse. Un ejemplo de esto ocurre en Ecuador, donde en una zona llamada Cadena Centinela se pierden más de 90 especies diferentes de plantas que se encuentran ubicadas en pequeños fragmentos, producto de las actividades madereras en la zona (Meffe et al. 1997). Similarmente, en el Cerro Tacaruna, ubicado en la frontera entre Panamá y Colombia, 71 especies son "sumamente" endémicas ya que desarrollan sus hábitat en no más de 5 a 10 km², siendo muy propensas a la extinción local producto de la fragmentación.

2.4.2 Barreras y aislamiento. El aislamiento de los hábitat por barreras al movimiento es un efecto de la fragmentación tan importante como lo es la reducción del tamaño del hábitat. Las especies restringidas a ciertos tipos de hábitat podrían depender de un conjunto de parches de hábitat con una proximidad relativamente cercana, si ninguno de los parches es lo suficientemente grande para satisfacer las necesidades de individuos o grupos (Figura 13).

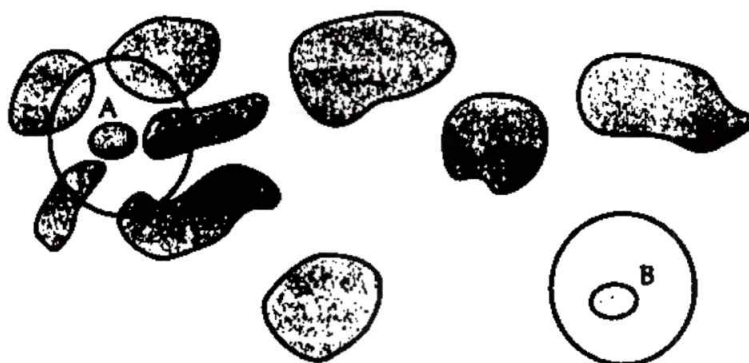


Figura 13. Importancia del conjunto de parches de hábitat separados para la sobrevivencia de los individuos. El sitio A se preferirá al sitio B porque el primero provee suficientes recursos accesibles en el paisaje. En contraste el sitio B consiste en sólo un pequeño y aislado parche y no podría soportar una población. Las actividades humanas crearon barreras de movimientos entre el sitio A y el sitio B (Meffe et al. 1997).

La viabilidad de metapoblaciones puede depender de la suficiente movilidad de sus individuos entre parches para equilibrar la extinción en los parches locales. También puede darse que muchas especies de animales requieren una mezcla de hábitat diferentes con recursos distintos, como por ejemplo, sitios alimenticios y sitios reproductivos, entre otros. Si estas áreas críticas llegan a estar separadas por barreras, las poblaciones pueden declinar rápidamente hacia la extinción (Meffe et al. 1997).

¿Qué constituye una barrera al movimiento para las especies? es una cuestión altamente específica. Un cerco puede ser una barrera para el ganado, pero puede servir perfectamente como un pasillo para otros, como ardillas por ejemplo (Hunter 1990). Desgraciadamente existe muy poca información sobre las calidades de hábitat apropiados para la dispersión y/o sobre las barreras para las diversas

especies (Meffe et al. 1997). Se sabe sin lugar a dudas que estructuras y hábitat creados por los humanos, tales como caminos, áreas urbanas, campos agrícolas, claros de bosque, etcétera, pueden inhibir los movimientos de muchas especies de animales, y potencialmente de las plantas, si consideramos que muchas de ellas son dispersadas vía animal.

Un tipo importante de barrera en muchos paisajes son los caminos. Los efectos de la fragmentación de hábitat producida por un camino se acompaña comúnmente, y se ve aumentada, por la construcción de este mismo (Hunter 1990, 1996). Un estudio en el sudeste de Ontario y Québec en Canadá encontró que varias especies de mamíferos pequeños rara vez se aventuraron en cruzar los caminos cuando la distancia entre los márgenes del camino superaba los 20 m (Meffe et al. 1997).

Los efectos a largo plazo de caminos y otras barreras de dispersión sobre la dinámica de la población y la estructura genética son generalmente desconocidas. Los efectos del aislamiento son comúnmente inferidos.

La cantidad de contraste estructural entre el hábitat fragmentado y la matriz en que ellos existen es una medida de fragmentación (Harris 1984); como el paisaje alrededor de los fragmentos se altera progresivamente, el aislamiento funcional de esos fragmentos aumenta (Meffe et al. 1997). Una matriz estructuralmente rica puede servir como hábitat marginal para algunas especies y amortiguar las fluctuaciones de la población y puede fomentar la dispersión entre parches (Wilcove et al. 1986). Sin

embargo, una matriz inhóspita aísla aún más a las especies de los fragmentos llevándola a desarrollarse sólo al interior de éste y dejándola especialmente propensa a la extinción local.

No obstante, para muchas especies llega un momento en que la matriz es una parte más del paisaje y de su hábitat natural, debido a que un aumento de los individuos producto del aislamiento los obliga a viajar fuera de su hábitat natural a otro. Este proceso es muy común cuando la intensidad de extracción de un recurso aumenta sobre un determinado paisaje (Meffe et al. 1997).

2.4.3 Efecto aglomeración. Cuando un área es aislada por la destrucción del hábitat natural circundante, las densidades de población de especies puede aumentar inicialmente en el fragmento, debido a la llegada de muchos animales que se desplazan de sus hogares anteriores, ahora destruidos. Este fenómeno llamado "aglomeración en el arca" ha sido descrito para reservas de bosque tropical (Leck 1979 citado por Meffe et al. 1997) y para reservas de bosque templado (Noss 1981 citado por Meffe et al. 1997). El aumento inicial en las densidad de población en fragmentos es seguido inmediatamente por su desplome en la mayoría de los casos. Este efecto de aglomeración ha sido convincentemente demostrado en fragmentos tropicales del bosque amazónico de Brasil (Lovejoy et al. 1986 y Bierregaard et al. 1992; citados por por Meffe et al. 1997). En estos estudios la cantidad de aves capturadas bajo dosel en un fragmento aislado de 10 ha de superficie aumentó a más del doble a los pocos días después de su aislamiento, pero decayó rápidamente en los días

subsiguientes. Las consecuencias biológicas del efecto de aglomeramiento se ha estudiado pobremente (Meffe et al. 1997).

2.4.4 Extinción local y regional. La dinámica de metapoblaciones sugiere que aunque las especies sean comunes, no son inmunes a los efectos generalizados de la fragmentación y alteración del hábitat. Cuando poblaciones locales llegan a ser aisladas, tienen una probabilidad más alta de extinción (Meffe et al. 1997). Una población de carpinteros (*Dendrocopos medius*) en Suecia, aislada desde la década de los 50, permaneció relativamente estable con 15 a 20 parejas desde 1967 a 1974, para declinar rápidamente a la extinción entre los años 1975 a 1983. La causa inmediata de la mortalidad fueron los tiempos fríos, y más presuntamente, los fracasos reproductivos causados por la drástica reducción. Así también desapareció, en algunas localidades de Suecia, otro pájaro carpintero (*Dendrocopos leucotos*) donde la fragmentación dejó una baja densidad de fragmentos apropiados de hábitat.

2.4.5 Especies vulnerables a la fragmentación. Existen diversas categorías de especies que son vulnerables a la fragmentación de hábitat, entre las cuales se puede encontrar:

2.4.5.1 Especies naturalmente raras. Terborgh y Winter (1980) citados por Meffe et al. (1997) concluyeron que la rareza es el mejor predictor para determinar la vulnerabilidad de una población. Debe tenerse en cuenta que pueden existir muchas razones para que una especie en particular sea considerada rara. Algunas plantas y animales

son considerados raros por que la actividad humana los ha conducido a esa condición y otras especies son raras naturalmente. Existen dos categorías importantes de especies raras: 1. Especies limitadas a pequeñas distribuciones geográficas y 2. Especies con bajas densidades de población, aunque algunas especies puedan caer en ambas categorías. La primera categoría incluye especies muy endémicas, que la fragmentación puede eliminar por la exclusión inicial; la segunda categoría incluye animales con hábitos domésticos grandes, aunque plantas con poblaciones pequeñas también probablemente sean candidatas a la extinción local (Fischer y Stocklin 1997 citado por Mefe et al. 1997).

2.4.5.2 Especies de gran alcance. Algunos animales tales como carnívoros grandes deambulan sobre un área grande en el curso de sus movimientos diarios o estacionales. Generalmente los fragmentos grandes no pueden proveer un área suficiente para poblaciones viables de estas especies, así deben viajar constantemente y, frecuentemente, intentar moverse entre paisajes fuertemente fragmentados. De esta manera, se encontrarán con numerosas fuentes de mortalidad, tales como caminos, cazadores, entre otras (Noss 1996 citado por Meffe et al. 1997). Por otro lado, aquellos animales que dependen de distintos hábitat para sus diversas fases de desarrollo de su ciclo de vida, también son vulnerables a los caminos y otras barreras.

2.4.5.3 Especies no vagabundas. Especies con capacidades pobres de dispersión no pueden viajar lejos del lugar de donde nacieron o pueden visitar parches vecinos en la medida que la distancia sea muy reducida. Los claros son

barreras infranqueables para escarabajos de estiércol y de carroña de bosques amazónicos que están siendo fragmentados por el desarrollo de pastizales (Klein 1989 citado por Meffe et al. 1997). Sin la llegada ocasional de inmigrantes que puedan proveer de un efecto rescate, las poblaciones de especies no vagabundas no podrán persistir por largo tiempo en fragmentos de hábitat. La variación en la capacidad de dispersión se presenta como un factor crítico en la supervivencia de mamíferos en bosques tropicales fragmentados de Queensland, Australia (Laurance 1990 citado por Meffe et al. 1997).

2.4.5.4 Especies con baja fecundidad. Especies con baja capacidad reproductiva no pueden reconstruir rápidamente su población después de una severa reducción ocasionada por un sinnúmero de factores. Aves migratorias neotropicales frecuentemente tienen una baja tasa reproductiva comparadas con especies que residen permanentemente en un área. Puede que este sea el factor responsable por su descenso en los bosques orientales fragmentados en Estados Unidos (Whitcomb et al. 1981 citados por Meffe et al. 1997).

2.4.5.5 Especies con ciclos de vida corto. Poblaciones de animales con ciclos de vida largo, que comúnmente tienen también cuerpos grandes, tienden a persistir más tiempo que especies animales con ciclos de vida cortos. Estudios han mostrado también que plantas con ciclos cortos de vida son más propensas a extinguirse que plantas con ciclos de vida más largos en fragmentos de hábitat. Por ejemplo, en el Jardín Botánico de Singapur, la longevidad individual de las especies se correlacionó fuertemente con la tenacidad de ellas, por lo que existen menos especies de árboles

después del aislamiento producido por arbustos, trepadoras y epífitas (Turner et al. 1996 citado por Meffe et al. 1997). En remanentes de pastizales calcáreos en Europa central, las extinciones locales han sido más comunes en las especies de plantas con ciclos de vida corto, así como también con poblaciones locales pequeñas con hábitat altamente específicos (Fisher y Stocklin 1997 citados por Meffe et al. 1997).

2.4.5.6 Especies dependientes de los recursos o altamente variables al tamaño de la población. Especies con requerimientos especializados de recursos o de hábitat frecuentemente son vulnerables a la extinción, especialmente cuando esos recursos son impredecibles en el tiempo o en el espacio. Cuando los recursos fluctúan estacional o anualmente, las especies que dependen de esos recursos también varían. Las poblaciones también pueden fluctuar en relación con condiciones de tiempo extrema u otras variaciones en el ambiente físico. Cualquiera sea la causa, la variabilidad de la población predispone a la extinción (Pimm et al. 1988 citados por Meffe et al. 1997). Las variaciones en la abundancia de frutas debido a una sequía afectará a frugívoros y animales dependientes de ellos. La fragmentación de hábitat hace a estas especies vulnerables de dos maneras: por reducir el número de sitios que contienen los recursos críticos y por que los sitios apropiados se encuentran aislados por lo que les será más difícil llegar a ellos (Meffe et al. 1997).

2.4.5.7 Especies nidadoras en el suelo. Anidar en el suelo o cerca de él es otra desfavorable característica de este tipo de especies que ha favorecido las condiciones

ecológicas en paisajes fragmentados. Pájaros que anidan en el suelo son altamente vulnerables a diversos depredadores "oportunistas" que abundan en paisajes y en hábitat internos que poseen altas relaciones de borde (Wilcove 1985 citado por Meffe et al. 1997).

2.4.5.8 Especies de interior o de fragmentos grandes.

Algunas especies viven únicamente en fragmentos grandes de bosque, praderas u otros hábitat, y no se encuentran en fragmentos pequeños con pocos o ningún hábitat interno. En un bosque de madera dura en el norte de Florida, Estados Unidos, cuatro especies de aves mostraron densidades significativamente reducidas dentro de 50 m desde el borde hacia el interior del fragmento (Noss 1991 citado por Meffe et al. 1997). Harris y Wallace (1984) citados por Meffe et al. (1997) encontraron en el norte de Florida que fragmentos aislados menores a 30 ha carecen de este tipo de comunidades de aves.

2.4.5.9 Especies vulnerables a la explotación humana o persecución.

Algunas especies son buscadas activamente por la gente para alimento, pieles, medicinas, mascotas u otros usos. Considerando otras especies, tales como serpientes y depredadores grandes, que son muertos por el sólo hecho de existir. La mayoría de los fragmentos son fácilmente accesibles por los humanos, debido a la alta relación de bordes y senderos internos. El Lince Ibérico (*Felis pardina*) es el carnívoro que se encuentra en mayor peligro en europa y la fragmentación de su hábitat ha aumentado el acceso humano y ha tenido altos niveles de caza ilegal (Ferrerías et al. 1992 citados por Meffe et al. 1997).

2.4.6 Efecto borde. El contraste estructural entre las islas de hábitat y la matriz del paisaje no solamente es un indicador del aislamiento, sino también de la fuerza de los efectos de borde sobre el fragmento. El linde exterior de cualquier isla de hábitat no es una línea, sino una zona de influencia que varía con la anchura (Murcia 1995 citado por Meffe et al. 1997). Las zonas de borde son generalmente más secas y menos sombrías que las zonas interiores favoreciendo el desarrollo de plantas intolerantes a la sombra por sobre las plantas del interior del bosque.

El borde es teóricamente un plano entre sitios adyacentes, pero las áreas a cada lado de este plano están modificados por la presencia de un área contigua totalmente diferente de la otra -fragmento y matriz-. Para especies arbóreas, este borde puede extenderse de una a más de cuatro veces la altura de los árboles dominantes, dependiendo de las características de ellos (Oliver y Larson 1990 citados por Muñoz 2000). Los árboles del borde respecto a los del interior, variarán en sus características dependiendo del origen del borde y del tiempo transcurrido desde su origen. (Muñoz 2000).

En relación al bosque continuo, los bordes de los fragmentos de bosque están expuestos a vientos de velocidad alta, vorticidad, y turbulencia, que usualmente resultan en un incremento en las tasas de mortalidad de árboles por viento y en daños estructurales del bosque (Laurance 1995). En un estudio realizado en dos fragmentos de una reserva aislada de bosque tropical en Queensland, Australia, ambos fragmentos exhibieron reducciones moderadas en su cobertura de dosel y elevadas abundancias de *Calamus spp.* y lianas,

especies usualmente asociadas a disturbios, y que se encuentran en menor abundancia en las áreas de bosque continuo. Sin embargo, no se encontró un incremento en la densidad o área basal de árboles caídos por la acción del viento, aunque se encontraron indicios de elevados daños en la estructura del bosque (Laurance 1995).

Para algunas especies de animales el hábitat que entrega el borde puede ser óptimo, pero para otras especies que requieren fragmentos grandes de bosque interior, en los bordes encontraría trampas ecológicas en que tendría competición, parasitismo y predación, las que sin duda le presentarán problemas para desarrollar adecuadamente su hábito doméstico (Hunter 1990).

La matriz que rodea las islas de hábitat en paisajes terrestres claramente se diferencia con islas reales, ya que mucha de la variación en el resultado del efecto borde se puede relacionar con el tipo de matriz, el régimen de manejo, y otros factores sin control (Murcia 1995 citado por Meffe et al. 1997). Generalmente, cuanto más grande sea la diferencia estructural entre el fragmento y el hábitat adyacente, el efecto borde se presenta más intensamente. Sin embargo, en un bosque antiguo de Costa Rica se encontró que los mayores problemas los presentó una maleza cuando los bosques eran rodeados por hábitat sucesorios ricos en hierbas, a más de 5 km al interior del bosque (Janzen 1986 citado por Meffe et al. 1997).

La penetración del efecto borde al interior de un fragmento, implicará una carencia de hábitat interior para más de alguna especie que requiera un área mayor. Por

ejemplo, si 600 m es la distancia de penetración de un depredador importante de nidos, entonces una reserva circular de menos de 100 ha sería todo un borde (Wilcove et al. 1986).

2.4.7 Cambios en la composición de especies. Estudios sobre el efecto borde sugieren que la composición de especies y los modelos de abundancia cambiarán en paisajes fragmentados. Por ejemplo, aves que se caracterizan por ser de hábitat internos de bosque pueden ser incapaces de mantener sus poblaciones en paisajes donde los bordes son abundantes. La composición de especies se altera en paisajes fragmentados por que algunas especies son más vulnerables que otras a áreas reducidas, extenso aislamiento, efecto borde y otros factores que acompañan al proceso de fragmentación (Meffe et al. 1997).

La pérdida de especies de hábitat fragmentado puede seguir una sucesión predecible y determinada (Blake 1991 citado por Meffe et al. 1997). En parches de hábitat de diversos tamaños el modelo de subconjuntos de nidos (no confundir con "nido" de la reproducción) se observa frecuentemente en la distribución de especies. Un subconjunto de nidos es un modelo biogeográfico en que un hábitat más grande contiene el mismo subconjunto de especies encontrados en hábitat menores, pero que agrega nuevas especies a ese subconjunto. Así, el conjunto de especies más comunes se encuentra en todos los tamaños de hábitat, desde el más pequeño al más grande pero los hábitat progresivamente más grandes agregan subconjuntos de especies únicas a áreas más grandes. Las especies únicas que se encuentran en las áreas más grandes

son generalmente más vulnerables a la fragmentación (Blake 1991 citado por Meffe et al. 1997).

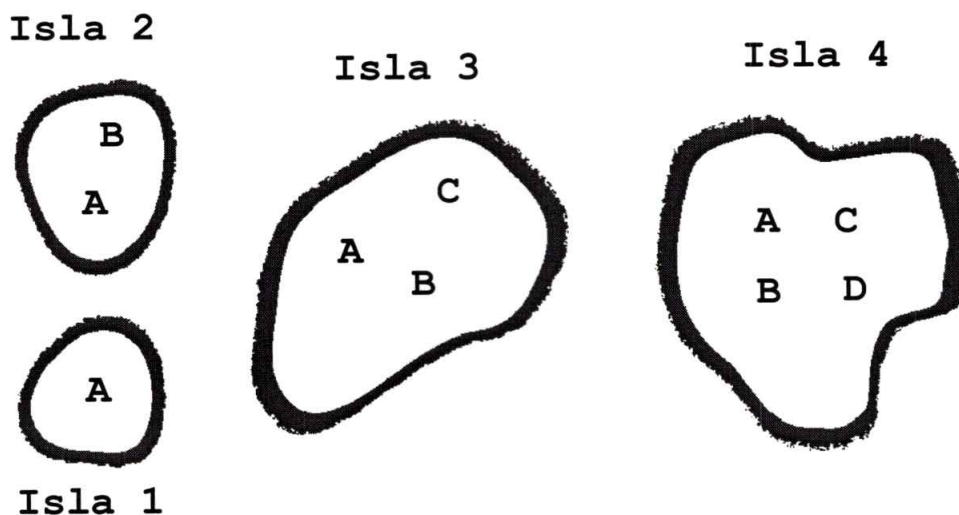


Figura 14. Distribución hipotética de subconjuntos de nidos de especies en islas de diferentes tamaños. Las letras de la A a la D representan diferentes especies. Las especies se suman bajo una secuencia predecible a medida que incrementa el tamaño de la isla y el número de especies (Meffe et al. 1997).

La adición de especies a paisajes fragmentados es tan importante para la conservación como la pérdida de especies. Muchas de las especies que invaden fragmentos son exóticas y son consideradas malezas. Los aumentos en el número de especies a una escala local debido a invasiones por especies exóticas son acompañados frecuentemente por declinaciones en la diversidad a una escala regional o global; así, las especies nativas sensibles se pierden progresivamente, aunque la riqueza total de especies puede permanecer igual o ir en aumento (Meffe et al. 1997).

2.4.8 Efectos sobre procesos ecológicos. Los procesos ecológicos pueden cambiar considerablemente como resultado del efecto borde y otros que acompañan a la fragmentación

de hábitat. Desafortunadamente, los procesos ecológicos en paisajes fragmentados han recibido muy poca atención por parte de los investigadores. Quizás los mejores procesos estudiados han sido la depredación de nidos y empollamiento de aves. La tasa de depredación de nidos puede ser, en parte, una consecuencia de altas densidades de depredadores oportunistas que han reemplazado a los depredadores naturales (Wilcove et al. 1986).

Probablemente algunos de los efectos más fuertes de la fragmentación sobre procesos ecológicos son aquellos que afectan a las comunidades de invertebrados. Estos son muy importantes en la descomposición, regímenes de perturbación, ciclo de los nutrientes y otros procesos naturales de los ecosistemas, y ellos parecen ser bastante sensibles a la perturbación del microclima, entre otros efectos de la fragmentación (Meffe et al. 1997).

III CONCLUSIONES

- La fragmentación de bosques es un proceso de destrucción de las masas boscosas que afecta a todas las comunidades de flora y fauna alrededor del mundo, y el bosque nativo de Chile no está ajeno a este fenómeno.
- Históricamente ha existido una presión hacia los recursos que los bosques poseen, y eso ha conllevado la disminución y degradación de los mismos, hasta un punto en que las especies asociados a ellos, tanto de flora y fauna, peligran hasta el nivel de extinción, ya sea local o regional.
- El proceso de fragmentación es un proceso que casi en su totalidad se puede catalogar como una actividad negativa de las comunidades humanas, debido a la extracción sistemática de los recursos del bosque ya sea con fines comerciales, productivos, agrícolas o urbanos.
- Nunca un proceso de fragmentación, para una región determinada, será igual a otro. Todos y cada uno tienen características y patrones particulares, ya que cualquier acción humana que se lleve al interior o exterior de un fragmento de bosque, se traducirá en una perturbación única y particular, que afectará en mayor o menor grado a todas y cada una de las especies del fragmento.
- El tamaño, la forma y el grado de aislamiento de un fragmento son factores condicionantes de los procesos que un hábitat interior de un fragmento pueda

desarrollar. Formas más grandes, bordes más extensos o fragmentos más aislados son candidatos serios a la extinción local de sus especies, tanto floral como faunística.

- Fragmentos de mayor tamaño siempre tendrán una mayor cantidad de especies que fragmentos de menor tamaño.
- Formas irregulares de los fragmentos producirán mayores perturbaciones a las especies pertenecientes al fragmento, debido a que mientras más irregular sea éste, mayor será el efecto borde asociado a sus límites. Se prefiere, en este caso, que la forma de los fragmentos sea lo más circular posible, para tratar de mantener un hábitat inalterado.
- Mientras más distanciados se encuentren los fragmentos, mayor será su aislamiento, y por lo tanto, tendrán una menor tasa de intercambio de especies entre ellos. Esto traerá consigo una mayor probabilidad de extinción local de los individuos. Si esto se asocia con una matriz particularmente inhóspita, el fragmento se encontrará en serio peligro persistir en el tiempo.
- La matriz que circunda un fragmento, es un elemento importante y determinante en la conservación de las especies al interior del fragmento que rodea, por lo que una matriz adecuada y lo más parecida a la estructura del fragmento influiría positivamente, trayendo una mejora en las condiciones al interior del fragmento, reduciendo con ello el efecto borde asociado.

- Si bien existen diferencias entre las islas oceánicas y los fragmentos de hábitat, las similitudes entre ellos permiten aplicar la teoría de biogeografía de islas para predecir el comportamiento de las especies al interior de un fragmento y su interacción con el entorno que lo rodea.
- Para que las reservas naturales cumplan su verdadero objetivo, no deben sólo proteger la "fotografía" de las especies y ecosistemas, sino todo el complejo proceso de interacciones de muy largo plazo entre los organismos y su medio ambiente.
- Las reservas naturales, dependiendo de su tamaño, deben ser consideradas "fragmentos" por que éstas son sólo una porción de un vasto ecosistema, por lo que poseen tamaño, forma y grado de aislamiento, con respecto de otras unidades de protección, y por que se encuentran rodeadas de paisajes a los cuales no se les aplica un verdadero control de las actividades antrópicas, que si bien la matriz que rodea la reserva natural puede pertenecer al mismo ecosistema que ella protege, es particularmente inhóspita por que en ella existe altos niveles de actividad humana.
- Cuando se diseña una reserva natural debe tenerse especial cuidado, pensando particularmente en qué se quiere proteger, ya que la fragmentación o aislamiento de un hábitat produce muchos efectos negativos a las especies, quizás más de las que este trabajo ha caracterizado. Sobretudo, por que son muchas las

especies de flora y fauna que en ellos habitan, y cada una de ellas tiene un comportamiento diferente a las diferentes fuerzas fragmentadoras y al aislamiento del hábitat, siendo algunas más frágiles que otras.

- Aún se dista mucho de conocer exactamente el comportamiento de la flora y fauna asociada a la actividad productiva forestal, pero cada esfuerzo que se realice al respecto no dejará de ser importante, especialmente si se desea desarrollar una actividad que reduzca el impacto histórico que la humanidad ha tenido sobre las comunidades naturales del planeta, y especialmente, de nuestro país.



IV RESUMEN

Los bosques del mundo, incluidos los bosques nativos chilenos, no están ajenos a sufrir el inevitable deterioro asociado al desarrollo de la humanidad. De esta manera, el ir y venir de la sociedad se ha traducido en conjunto de efectos sobre los bosques y hábitat de diversas especies que en él viven, siendo la fragmentación de bosques, junto con la extinción de grandes masas arbóreas, la consecuencia más preocupante

Con el objetivo de generar un documento que defina, describa y modele el problema de la fragmentación de bosques y sus consecuencias en la flora y la fauna, se recopiló y condensó la información disponible posible sobre el tema, fundamentándola además con la teoría de islas biogeográficas, con la intención de comprender la dinámica de las poblaciones silvestres al interior de los fragmentos de bosques.

Si bien se dista mucho de conocer exactamente el comportamiento de la flora y fauna frente a los diferentes trastornos del medio ambiente, cada esfuerzo que se realice al respecto es importante, especialmente si se desea desarrollar una actividad que reduzca el impacto histórico que la humanidad ha tenido sobre las comunidades naturales del planeta, y particularmente, de nuestro país.

V SUMMARY

The forests all over the world, including the native Chilean forest, are not free from suffering the inevitable deterioration associated with humankind's progress. Therefore, the coming and going of society has derived in a group of effects over forests and the habitat of many different species which live in them, being forest fragmentation along with the extinction of massive forest areas the most concerning consequence.

With the objective of creating a document which defines, describes and manipulates the problem of forest fragmentation and its consequences in wildlife, the possible available information over the subject has been compiled and condensed, sustaining also the biogeographical island theory, with the purpose of understanding the wild population dynamics, inside the fragments of the forest.

Even though we are far away from exactly knowing the behavior of wildlife over the different environment disorders, each effort that is made about this is important, especially if it is desired to develop an activity which reduces the historical impact that humanity has had over nature's communities all over the earth, and particularly, our country.

VI BIBLIOGRAFIA

1. **Armesto, J., Smith-Ramírez, C., León, P. y Arroyo, M. 1992.** Biodiversidad y conservación del bosque templado de Chile. *Ambiente y Desarrollo* 8(2):19-24.
2. **Armesto, J., Villagrán, C. y Donoso, C. 1994.** La historia del bosque templado chileno. *Ambiente y Desarrollo* 10(1):66-72.
3. **Bell, P. 1995.** Forest fragmentation: adverse effects on old growth forest biodiversity. *Forestry on the Hill*. G. Blouin Editor. Canada.
4. **Brown, J. and Lomolino, M. 1998.** *Biogeography*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, USA.
5. **Bustamante, R., León, P. y Serrano, R. 1994.** Fragmentación del bosque de ruil (*Nothofagus alessandri*): patrones y consecuencias. pp. 119-122 En: Seminario medio ambiente, biodiversidad y actividades productivas. INFOR. Santiago, Chile.
6. **Bustamante, R. y Grez, A. 1995.** Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 10(2):58-63.
7. **Callieri, C. 1996.** Degradación y deforestación del bosque nativo por extracción de leña. *Ambiente y Desarrollo* 12(1):41-48.

8. **CONAF - CONAMA - BIRF. 1997.** Catastro y evaluación de los recursos nativos vegetacionales de Chile. Universidad Austral de Chile - Pontificia Universidad Católica de Chile - Universidad Católica de Temuco. Santiago, Chile.
9. **Donoso, C. 1993.** Bosques templados de Chile y Argentina. Ed. Universitaria. Santiago, Chile
10. **Donoso, C. y Lara, A. 1996.** Utilización de los bosques nativos de Chile: pasado, presente y futuro. En: Armesto, J., Arroyo, M.K. y Villagrán, C. (ed.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Ed. Universitaria. Santiago, Chile.
11. **Ferreras, C. y Fidalgo, C. 1991.** Biogeografía y edafogeografía. Ed. Síntesis. Madrid, España.
12. **Harris, L. 1984.** The fragmented forest, island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. The University Chicago Press. Chicago, USA.
13. **Harrison, S. 1991.** Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. Biological Journal of the Linnean Society 42:73-88.
14. **Hunter Jr., M. 1990.** Wildlife, forest and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Prentice Hall. New Jersey, USA.

15. **Hunter Jr., M. 1996.** Fundamentals of conservation biology. Blackwell Science. Massachussetts, USA.
16. **Iriarte, A., Bezama, N., Bonacic, C. y Seisdodos, G. 1992.** Hacia una estrategia global de protección de vida silvestre. Ambiente y Desarrollo 8(4):25-28.
17. **Lara, A., Donoso, C. y Aravena, J. 1996.** La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. En: Armesto, J., Arroyo, M.K. y Villagrán, C. (ed.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Ed. Universitaria. Santiago, Chile.
18. **Laurance, W. 1995.** Hyper-disturbed parks: edge effects in the ecology of isolated rainforests reserves in tropical Australia. In: Laurance, W. and Bierregard, R. 1995. (ed.) Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. McGraw Hill. New York, USA.
19. **MacArthur, R. and Wilson, E. 1967.** The theory of island biogeography. Princeton University Press. Priceton, New Jersey, USA. Documento obtenido por comunicación personal con Rosario Ortíz Quijano, e-mail: rosortiz@total.net
20. **Martínez, O. 1998.** Los bosques chilenos y un examen a la ecología profunda. Corma 260:37-44.

21. **Meffe, G., Carroll, C., and Contributors. 1997.** Principles of conservation biology. Second edition. Sinauer Sunderland. Massachusetts, USA.
22. **Mella, J. 1994.** Áreas silvestres protegidas y la conservación de los mamíferos terrestres en Chile. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
23. **Mella, J. y Simmonetti, J. 1994.** Representación y poblaciones viables: Conservación de mamíferos en las áreas protegidas de Chile. Ambiente y Desarrollo 10(3):72-78.
24. **Muñoz, M. 2000.** Modelación del efecto borde de un rodal adulto de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.)Franco. Memoria de título. Ingeniero Forestal. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Concepción, Chile. (en prensa)
25. **Murúa, R. 1994.** Fragmentación del bosque nativo y cambios en la biodiversidad de micromamíferos. pp:119-122 En: Seminario medio ambiente, biodiversidad y actividades productivas. INFOR. Santiago, Chile.
26. **Murúa, R. 1996.** Comunidades de mamíferos del bosque templado de Chile. En: Armesto, J., Arroyo, M.K. y Villagrán, C. (ed.). Ecología de los bosques nativos de Chile. Ed. Universitaria. Santiago, Chile.

27. **Noss, R. 1990.** Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364.
28. **Ortiz, R. 1998.** Modelos de extinción y fragmentación de hábitat. En: Foro de diversidad biológica de iberoamérica. Investigador del Movimiento Mundial por los Bosques Tropicales. Comunicación personal. e-mail: rosortiz@total.net
29. **Renjifo, L. 1999.** Composition changes in a subandean avifauna after long term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13:1124-1139.
30. **Renjifo, L. 2000.** Efecto de la fragmentación de bosque y las matrices del paisaje sobre la composición y la conservación de las avifaunas del bosque. Fundación Herencia Verde y University of Missouri-St. Louis. Comunicación personal e-mail lmrenjifo@humboldt.org.co
31. **Rozzi, R., Armesto, J. y Figueroa, J. 1994.** Biodiversidad y conservación de los bosques nativos de Chile: una aproximación jerárquica. *Bosque* 15(2):55-64.
32. **Rozzi, R., Martínez, D., Willson, M. y Sabag, C. 1996.** Avifauna de los bosques templados de sudamérica. En: Armesto, J., Arroyo, M.K. y Villagrán, C. (ed.). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Ed. Universitaria. Santiago, Chile.

33. **Sepúlveda, C., Moreira, A. y Villarroel, P. 1997.** Conservación biológica fuera de las áreas silvestres protegidas. *Ambiente y Desarrollo* 13(2):48-56.
34. **Wilcove, D., McLellan, C., and Dobson, A. 1986.** Habitat fragmentation in the temperate zone. M.E. Soulé (ed.). Sinauer Sunderland. Massachusetts, USA.
35. **Willson, M., De Santo, T., Sabag, C. and Armesto, J. 1994.** Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology* 8(2):508-520.

