

***LIMITACIONES DEL APROVECHAMIENTO
SELECTIVO DE BAJA INTENSIDAD
PARA EL MANEJO FORESTAL
SOSTENIBLE EN EL TROPICO***

Documento Técnico 68/1998

Todd S. Fredericksen

Ecólogo Forestal
BOLFOR

Contrato USAID: 511-0621-C-00-3027
Chemonics International
USAID/Bolivia
Mayo, 1998

Objetivo Estratégico de Medio Ambiente (USAID/Bolivia)

***Limitaciones del Aprovechamiento
Selectivo de Baja Intensidad
Para el Manejo Forestal
Sostenible en el Trópico***

***Proyecto de Manejo
Forestal Sostenible
BOLFOR***

Cuarto Anillo
esquina Av. 2 de Agosto
Casilla 6204
Teléfonos: 480766 - 480767
Fax: 480854
e-mail: bolfor@bibosi.scz.entelnet.bo
Santa Cruz, Bolivia

*BOLFOR es un proyecto financiado por USAID y el Gobierno de Bolivia e implementado por
Chemonics International, con la asistencia técnica de Conservation International,
Tropical Research and Development y Wildlife Conservation Society*

Las opiniones y juicios técnicos expresados en los informes del Proyecto BOLFOR, son emitidos por los consultores contratados por el proyecto y no reflejan necesariamente la opinión o políticas del Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, Sub-Secretaría de Recursos Naturales, Secretaría Ejecutiva del PL480 o USAID.

TABLA DE CONTENIDO

		Página
RESUMEN EJECUTIVO		
SECCION I	INTRODUCCION	I-1
SECCION II	APROVECHAMIENTO SELECTIVO: IMPLICACIONES PARA LA REGENERACION Y EL RENDIMIENTO SOSTENIDO	II-1
SECCION III	APROVECHAMIENTO SELECTIVO: IMPLICACIONES PARA LA BIODIVERSIDAD	III-1
SECCION IV	ALTERNATIVAS AL APROVECHAMIENTO SELECTIVO	IV-1
SECCION V	CONCLUSIONES	V-1
SECCION VI	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	VI-1

RESUMEN EJECUTIVO

Los sistemas selectivos de aprovechamiento de baja intensidad, especialmente aquellos basados en límites diamétricos, son interesantes en general tanto para profesionales forestales como conservacionistas, debido a que mantienen un alto grado de cobertura boscosa y proporcionan simultáneamente un flujo sostenible de madera aprovechable. Sin embargo, tal como se practica actualmente, el aprovechamiento altamente selectivo requiere la intrusión humana en extensas áreas de bosque no intervenido, causando gradualmente una drástica reducción de la mayoría de las especies valiosas, sin ofrecer condiciones apropiadas para la regeneración ni proteger la diversidad biológica. En lugar de evaluar el éxito o el fracaso del aprovechamiento según su selectividad o la pérdida del dosel, sería más apropiado evaluar la efectividad de los sistemas de extracción sobre la base de criterios mensurables de sostenibilidad. Estos criterios podrán incluir la cantidad y calidad de regeneración y proyecciones del futuro valor económico del bosque, en las que se pronostiquen las probabilidades que existen de que las áreas en cuestión se mantengan con cobertura boscosa o se conviertan a otros usos no forestales. El mantener a toda costa la estructura del bosque previa al aprovechamiento en rodales individuales no deberá ser la meta uniforme del manejo forestal ambientalmente benéfico. En cambio, una estrategia de manejo intensivo en superficies menores podría crear condiciones más apropiadas para la regeneración de varias especies maderables heliófitas. Al mismo tiempo, la superficie sujeta a daños a la biodiversidad y la tasa de intervención humana en bosques no perturbados se reducirían. Existe también la probabilidad de un ahorro considerable en términos económicos, debido a que los sistemas intensivos de aprovechamiento implican costos menores de construcción de caminos y transporte.

SECCION I

INTRODUCCION

Los bosques tropicales contienen más de la mitad de las especies del planeta y desempeñan un papel importante en la estabilización climática y los ciclos de nutrientes. Estos mismos bosques son también una fuente de productos valiosos, por lo que generalmente existe gran demanda de las tierras forestales para su transformación a otros usos. En casi todo el mundo los bosques tropicales se encuentran bajo explotación intensa y/o presión para el desarrollo y se estima que la una tasa neta de deforestación sobrepasa los 150.000 km² por año (Whitmore 1997). En respuesta a este problema, las personas a cargo del manejo de bosques, los ecólogos y los conservacionistas tratan de dar respuesta a las complejas interrogantes sobre la forma de proteger la biodiversidad de los bosques y sus funciones importantes, manteniendo al mismo tiempo un flujo sostenible y financieramente rentable de productos forestales para el consumo humano.

Hasta la fecha, las estrategias más empleadas para el manejo y la protección de bosques tropicales naturales son: 1) la designación de áreas (tales como parques nacionales y reservas ecológicas) en las cuales se permite muy poca o ninguna intervención humana y 2) la práctica de sistemas de aprovechamiento de “impacto mínimo”, tales como la selección de árboles individuales o aprovechamiento selectivo, generalmente en base a límites diamétricos, en bosques destinados a la producción.

No existe duda sobre el hecho de que preservar zonas boscosas no intervenidas es importante para la conservación de los bosques tropicales, si bien la cantidad y las áreas específicas necesarias como reservas generalmente son aspectos controversiales (Frumhoff 1995). Las reservas ecológicas pueden proteger organismos sensibles a la perturbación antrópica y servir como indicadores de impactos naturales y humanos sobre los ecosistemas. Sin embargo, existe la opinión de que no será posible apartar suficiente terreno en las reservas como para proteger adecuadamente la biodiversidad y mantener un nivel suficiente de servicios ecológicos, tales como el secuestro de carbono (Johns 1985, Hanson et al. 1991, Samson 1993, Frumhoff 1995). Por consiguiente, será importante depender de las tierras bajo manejo forestal para complementar las funciones que cumplen las reservas biológicas.

El manejo de los bosques tropicales para el aprovechamiento de productos maderables y no maderables ha implicado una gran variedad de técnicas, incluyendo plantaciones monoespecíficas, tala rasa seguida por regeneración, sistemas agroforestales y selección de árboles individuales (Redhead y Hall 1992). Sin embargo, exceptuando los bosques en proceso de conversión a otros usos, el aprovechamiento selectivo de baja intensidad es la técnica de extracción más utilizada. Esta técnica implica típicamente el aprovechamiento de sólo unas cuantas especies valiosas con una selección basada generalmente en un diámetro mínimo de corta (Buschbacher 1990). Cuando se planifica explotar un área de bosque, generalmente los profesionales forestales y conservacionistas prefieren el aprovechamiento selectivo, debido a su relativamente bajo impacto y a que este método siempre mantiene una gran cantidad del dosel del bosque (Johns 1985, Frumhoff 1995, Rice et al. 1997).

Es importante señalar que la mayoría de los silvicultores establecen una diferencia entre sistemas silviculturales “de selección” y “selectivos.” En los sistemas de selección, se seleccionan árboles individuales para el aprovechamiento con la intención de mantener un rendimiento sostenido a lo largo del tiempo, lo cual constituye la meta del manejo de bosques naturales. Por el contrario, el aprovechamiento “selectivo” implica la corta de árboles seleccionados sobre la base de consideraciones económicas de tamaño y/o calidad del fuste, sin respetar el rendimiento sostenido. Este tipo de aprovechamiento se conoce también como “descreme” (Redhead y Hall 1992) o “liquidación” (Dickinson et al. 1996).

En el presente informe, se revisa la bibliografía referente al impacto del aprovechamiento selectivo y de selección de los bosques naturales sobre la oferta sostenible de madera y la conservación de la diversidad biológica en el trópico americano. Si bien las metas de sostenibilidad del aprovechamiento de selección y selectivo son bastante distintas, ambos tipos de aprovechamiento típicamente implican la corta de árboles individuales sin extracción extensiva de la cobertura del dosel. Sin embargo, el propósito del presente documento es señalar los problemas potenciales y reales del uso casi exclusivo del aprovechamiento selectivo en el trópico americano, entre los que se incluye: falta de regeneración, deterioro del valor del bosque en pie, mayor intervención antrópica posterior al aprovechamiento y otras implicaciones negativas para la sostenibilidad, las cuales podrán causar el aumento de la deforestación a causa de la conversión a otros usos no forestales, rentables a corto plazo. En el informe también se discuten modificaciones y posibles alternativas a los métodos de aprovechamiento actualmente utilizados.

SECCION II

APROVECHAMIENTO SELECTIVO:

IMPLICACIONES PARA LA REGENERACION Y EL RENDIMIENTO SOSTENIDO

En gran parte del trópico americano, el aprovechamiento ha sido altamente selectivo y se ha enfocado en la extracción de unos cuantos individuos de las especies más valiosas. En el bosque se ha procedido al descreme, sin intentar mantener la sostenibilidad a largo plazo de las especies aprovechadas. El método más común de extracción consiste en localizar individuos de gran tamaño de especies valiosas, tales como la mara (*Swietenia macrophylla*), mediante buscadores de árboles quienes abren sendas de acceso, procediéndose luego a la corta y el arrastre hacia el camino maderero más cercano. Los impactos secundarios causados por estas operaciones, tales como daños a los árboles circundantes y erosión debida a la mala construcción de caminos madereros, son comunes (Uhl y Vieira 1989, Johns et al. 1996). A la larga, los árboles comercializables de las especies valiosas se agotan y los madereros buscan especies menos valiosas en el área o se desplazan a zonas aún no aprovechadas. Existen varios casos en los que este sistema de extracción demuestra su falta de sostenibilidad debido a la creación de condiciones desfavorables para la regeneración y al deterioro gradual del valor del bosque en pie a causa del descreme.

Varias especies de árboles neotropicales tienen historias de vida incompatibles con el aprovechamiento selectivo. Entre éstas se incluyen especies maderables valiosas tales como la mara, especies importantes para la fauna y especies generadoras de productos no maderables. La mara es una especie de sucesión tardía en claros que logra un mayor crecimiento con luz directa y sombra lateral (Lamb 1966). Si bien esta especie es heliófita, los plantines pueden mantenerse suprimidos durante varios años en el sotobosque. En Centroamérica, aparentemente la especie está adaptada a alteraciones considerables tales como incendios y huracanes (Snook 1996), probablemente debido a que los árboles maduros de esta especie sobreviven a dichas alteraciones mejor que otras especies. En toda la zona de distribución de la mara se aplican diámetros mínimos de corta, pero a pesar de su utilidad intrínseca, éstos probablemente no son sostenibles debido a la falta de reclutamiento en las clases mayores de tamaño (Snook 1996). La eliminación de los grandes árboles semilleros, la falta de preparación del substrato y la carencia de claros grandes creados por el aprovechamiento han causado el aparente fracaso de la regeneración.

Del mismo modo, en el bosque Chimanes en Bolivia, Gullison et al. (1996) estudiaron el aprovechamiento selectivo de la mara, el cual también produce claros relativamente reducidos y poca alteración del suelo. En el estudio se determinó que existía muy poca regeneración, excepto en áreas que se habían inundado o en las que se produjo erosión previa de terrazas altas. También se llegó a la conclusión de que con un ciclo de corta de 30 años, aún si las empresas cumplían con el diámetro límite de corta de 80 cm actualmente establecido para la especie y dejaban un 10% de los árboles aprovechables como árboles semilleros, a la larga el aprovechamiento causaría la eliminación de los individuos aprovechables, ya que se requiere de un plazo de 105 años para que un árbol alcance los 80 cm de diámetro (Gullison y Hubbell 1992).

En el Norte de Belice, Whitman et al. (1997) determinaron que el nivel de alteración era

relativamente bajo en un sitio recientemente intervenido por la extracción de mara. La cobertura del dosel disminuyó sólo en un 2% y únicamente un 3.8% del área había sufrido compactación del suelo. Además, se registraron daños en sólo un 4.8% de los árboles y 1.9% de los brinzales de toda la zona. Sin embargo, a pesar del poco daño causado, en el estudio se concluye que este tipo de aprovechamiento no sería silviculturalmente sostenible, ya que la perturbación probablemente es insuficiente como para promover la regeneración adecuada de mara.

Si bien la mara constituye un caso típico, un gran número de otras especies valiosas parecen tener requerimientos ecológicos similares: necesitan claros grandes, generalmente complementados por incendios o escarificación del suelo para el establecimiento de plantines. Por ejemplo en los bosques semi-decíduos de Lomerío, ubicados en la región oriental de Bolivia, y que han estado sujetos al aprovechamiento selectivo, las especies maderables más valiosas incluyendo *Amburana cearensis*, *Cedrela fissilis*, *Centrolobium microchaete*, *Anadenanthera macrocarpa* y *Machaerium scleroxylon*, se regeneran solamente en áreas altamente perturbadas y con gran disponibilidad de luz, tales como márgenes de caminos madereros (Proyecto BOLFOR, datos sin publicar). Mientras que en los bosques secundarios cercanos, en los cuales los pobladores indígenas de la zona tradicionalmente han cortado y quemado grandes claros para la agricultura, se observa regeneración abundante de las especies mencionadas (Proyecto BOLFOR, datos sin publicar). En efecto, los bosques tropicales resisten perturbaciones de mayor escala a las producidas por la caída de árboles individuales, entre las que se incluyen agricultura migratoria, huracanes, incendios e inundaciones (Brown y Lugo 1990, Attiwill 1994, Lugo 1995). La regeneración en áreas aprovechadas de forma intensiva generalmente es excelente (Budowski 1988, Finegan 1992). Por ejemplo, aún las áreas taladas por completo y posteriormente abandonadas se regeneran y convierten en bosques secundarios. Si bien generalmente menos diversos y estéticamente atrayentes que los bosques tropicales primarios, los bosques secundarios frecuentemente contienen especies maderables valiosas y ofrecen varios de los mismos servicios ecológicos que los primeros, incluyendo protección de cuencas, secuestro de carbono y hábitat para la fauna (Budowski 1988, Brown y Lugo 1990, Finegan 1992).

Aparte de las especies maderables, existe la posibilidad de que los bibosis (*Ficus*), considerados como un recurso clave para la fauna en los bosques no intervenidos (Leighton y Leighton 1983, Terborgh 1986, McKey 1989, Lambert y Marshall 1991, Terborgh 1992), dependan para su regeneración de perturbaciones intensas, mayores a las proporcionadas por la selección de árboles individuales. La densidad de varias especies de bibosis aumenta en los bosques de sucesión temprana, en los que la disponibilidad de luz parece estimular la regeneración (Milton et al. 1982, Gautier-Hion y Michaloud 1989, McKey 1989). En un estudio reciente sobre densidades y regeneración de bibosis realizado en los bosques de los llanos orientales bolivianos (Fredericksen et al., en proceso de revisión), se determinó que la mayor tasa de regeneración entre cuatro tipos de bosque se presentaba en el sitio con mayor aprovechamiento y en lugares caracterizados por disponibilidad alta a moderada de luz y perturbación reciente del suelo.

El árbol de la castaña (*Bertholletia excelsa*) que crece en los bosques amazónicos del Perú, Bolivia y Brasil es muy apreciado por sus nueces comestibles y constituye casi la única fuente de sustento de los habitantes locales durante la época de lluvias (Mori 1992). Si bien existe evidencia de que los pueblos indígenas fueron responsables de su actual distribución, según varios estudios se puede comprobar que existe una falta general de regeneración de esta especie en toda su área de distribución (Mori y Prance 1990, Richards 1993, Boot y Gullison 1995). Sin embargo, un estudio efectuado por Boot y Gullison (1995) indica que la regeneración es mayor en áreas perturbadas donde existe mayor disponibilidad de luz. Myers (1997) también determinó que la regeneración de árboles de castaña, en particular de brinzales, es proporcionalmente más alta en claros mayores a 30 m². Si bien la madera de esta especie no se extrae, aparentemente su regeneración depende también de la alteración de áreas extensas y no demuestra tener posibilidades en bosques sujetos a la extracción selectiva.

La falta de regeneración y la posible desaparición de especies maderables y no maderables valiosas en varios bosques tropicales bajo manejo natural no permitirán la práctica indefinida del aprovechamiento selectivo de baja intensidad, como forma principal de extracción. Al llegar a cierto punto, estos bosques perderán tanto de su valor original, que serán convertidos a otros usos no forestales. En los bosques de climas templados, la rentabilidad financiera a largo plazo del aprovechamiento selectivo con límites diamétricos bajos (25 - 30 cm de dap) ha demostrado ser negativa (Dwyer y Kurtz 1991, Lu y Buongiorno 1993). Sin embargo, no existe certeza sobre la aplicación de estos resultados a bosques tropicales en los que actualmente los límites diamétricos son mucho mayores (40 - 70 cm de dap). La corta con límites diamétricos posiblemente causa menor degradación del recurso si los límites impuestos son altos (Buschbacher 1990). Sin embargo, se puede argüir que cualquier sistema cuya selección elimina los individuos de mayor tamaño y mejor forma, propende a la pérdida de valor económico por la selección negativa que aplica.

A pesar de lo anteriormente señalado, los sistemas de aprovechamiento selectivo se usan frecuentemente en los países en vías de desarrollo, tal como es el caso de Bolivia, con el fin de controlar la sostenibilidad de los recursos forestales. Existen varias razones por las que estos sistemas son atractivos para las personas a cargo del manejo de los bosques neotropicales. El concepto de diámetros mínimos de corta es de fácil comprensión para los madereros e implementación sencilla para los profesionales forestales a cargo del manejo. Además, existe la percepción de que producen un flujo sostenido de madera: es decir que los árboles grandes son aprovechados al llegar a la madurez, dejando espacio para el crecimiento de árboles de menor tamaño que serán aprovechados en el futuro. En general, los sistemas selectivos, estén o no basados en límites diamétricos, se perciben como una imitación de las perturbaciones naturales que se producen en los bosques tropicales, debido a que los bosques aprovechados selectivamente se asemejan más a los bosques naturales que los aprovechados mediante otros métodos. El bosque se mantiene relativamente cubierto por el dosel y los árboles derribados para su aprovechamiento producen claros parecidos en forma y tamaño a los creados por la caída natural de árboles aunque en mayor proporción. El alto porcentaje de cobertura del dosel también protege las cuencas de la erosión, particularmente en lugares con pendientes pronunciadas (Redhead y Hall 1992). Desde el punto de vista del manejo de la vegetación, la disminución del tamaño de los claros es importante para evitar la proliferación de lianas y otras malezas que podrían evitar o retardar la regeneración de árboles (Putz 1983, Lawton y Putz 1988, Buschbacher 1990, Webb 1997). Finalmente, el

aprovechamiento selectivo en los países tropicales se presta a situaciones en las que la explotación se enfoca en la oferta de madera aserrada de grandes diámetros y alta calidad, y en las que no existen mercados para madera de diámetros menores.

A pesar de los aspectos positivos mencionados, existen varias dificultades implícitas en los sistemas de aprovechamiento selectivo de baja intensidad, particularmente en los basados en límites diamétricos. El mayor problema de los sistemas selectivos es que generalmente degeneran en el descreme del bosque (Smith 1986). Este sistema de corta demanda un alto grado de experiencia técnica para mantener la composición de especies y distribución de clases de tamaño, especialmente en el trópico donde las especies heliófitas y esciófitas generalmente se encuentran mezcladas (Redhead y Hall 1992). Generalmente, el descreme se produce posteriormente a rotaciones sucesivas de aprovechamiento de árboles de mayor tamaño (basado en límites diamétricos) de las mejores especies. En los rodales puros, el descreme puede eliminar sólo los mejores individuos de una especie, pero en los rodales mixtos, tales como los bosques húmedos tropicales, generalmente se produce la eliminación de especies (Smith 1986). El aprovechamiento con límites diamétricos también puede aumentar la posibilidad de eliminar las fuentes de semilla para la regeneración (Putz 1993). La densidad de plantines a menudo se correlaciona con la densidad de árboles semilleros de gran diámetro y el aprovechamiento con límites diamétricos elimina los insumos de semillas, a menos que se tomen precauciones para mantener árboles semilleros (Plumptre 1995).

Otros problemas relacionados con el aprovechamiento selectivo incluyen los costos y el daño incidental. Debido a que las labores de explotación se extienden en una gran superficie, los costos de aprovechamiento por m³ de madera extraída son superiores a los de operaciones similares pero intensivas en cuanto a área (Redhead y Hall 1992). Además, la corta de árboles maduros debe realizarse con gran cuidado para evitar los daños a otros árboles cercanos. Los estudios del daño causado por el aprovechamiento selectivo muestran resultados considerablemente variados. Por ejemplo, Uhl y Viera (1989) determinaron en un estudio que si bien sólo un 2% de los árboles aprovechables fueron cortados, 26% de los árboles que formaban el bosque residual fueron destruidos o dañados, aparte de otros daños considerables causados por el arrastre y la construcción de caminos y pistas. Sin embargo, Whitman et al. (1997) señalan en un estudio realizado en Belice, que la extracción de mara sólo afectó directamente a menos del 13% de un área recientemente aprovechada. También se ha demostrado que el aprovechamiento de los bosques tropicales frecuentemente aumenta su susceptibilidad a incendios causados por el incremento de cargas combustibles y la mayor incursión humana (Uhl y Buschbacher 1985, Uhl y Kauffman 1990). En el futuro, la aplicación de métodos de aprovechamiento de impacto reducido en los bosques tropicales probablemente reducirá la incidencia de daños secundarios, incluyendo el daño a la regeneración (Fox 1976, Heinrich 1995, Pinard y Putz 1996). Sin embargo, es poco probable que el daño causado por el aprovechamiento selectivo sea eliminado por completo. Surge entonces la interrogante sobre si se debe distribuir el daño en grandes áreas de bosque, como es el caso del aprovechamiento selectivo de baja intensidad; o confinarlo a superficies menores de bosques aprovechados de forma más intensiva. Los estudios de respuesta de la biodiversidad al aprovechamiento indican que si bien la extracción forestal no es necesariamente incompatible con la conservación, la intrusión de los bosques no alterados deberá limitarse en lo posible.

SECCION III

APROVECHAMIENTO SELECTIVO: IMPLICACIONES PARA LA BIODIVERSIDAD

Los estudios de la respuesta de la fauna al aprovechamiento forestal muestran que un número significativo de taxones o especies, especialmente las aves insectívoras (Johns 1985, Thiollay 1992, Mason 1996) disminuyen su abundancia o desaparecen de los bosques posteriormente a la extracción maderera. Debido a que existen ciertas especies sensibles aún a las menores perturbaciones, el método ideal de conservación de la biodiversidad sería evitar toda intervención en los bosques (Terborgh 1992). En efecto, algunas especies sensibles a las perturbaciones probablemente serán afectadas negativamente por cualquier tipo de aprovechamiento maderero y su conservación dependerá de las reservas ecológicas y no de la intensidad del aprovechamiento. Sin embargo, en las áreas sujetas al manejo de bosques naturales, la decisión sobre la forma de efectuar el aprovechamiento deberá depender de las prioridades para la conservación de las especies de importancia local. Puesto que no todas las especies animales o vegetales requieren hábitats no intervenidos o mínimamente perturbados, es necesario definir el nivel permisible de perturbación que permita mantener las especies de importancia para el manejo. Lamentablemente, se conoce muy poco sobre los límites de perturbación que podrá soportar la mayoría de las especies animales y vegetales.

Existe evidencia de que el aprovechamiento no siempre será adverso a la mayoría de las metas de conservación de la biodiversidad (Reid 1992, Sayer et al. 1995). En efecto, la abundancia y diversidad de algunos grupos de fauna podrán aumentar posteriormente al aprovechamiento. Si bien la fauna podrá abandonar ciertas áreas durante el período de corta, esta pérdida podrá ser temporal siempre y cuando existan áreas cercanas que sirvan como fuente para la recolonización (Wilcox 1980). Una vez finalizadas las labores de extracción, muchas especies de la fauna aumentan su número en los rodales aprovechados, debido a la mayor disponibilidad de alimentos, el incremento de diversidad estructural y la facilidad de movimiento mediante sendas y caminos construidos durante el aprovechamiento. Además, la mayor cantidad de luz que existe en las áreas intervenidas podrá aumentar la disponibilidad de presas, frutos o follaje comestible para varios tipos de fauna (Johns 1988).

Una amenaza mayor para la biodiversidad que el aprovechamiento periódico, es la conversión permanente del bosque, la cual causa eliminación de hábitat en gran escala y fragmentación del bosque (ej. Johns 1985, Uhl y Buschbacher 1985, Buschbacher 1990, Terborgh 1992, Bierregard et al. 1992). La fauna y otros productos forestales, tales como el palmito, tienden a desaparecer sólo después del ingreso de cazadores y/o extractores al bosque mediante los caminos madereros. Del mismo modo, el hábitat deja de ser apto para la fauna del bosque no a causa del mosaico de claros temporales creados por el aprovechamiento, sino por el aislamiento de secciones de bosque que se mantienen separadas por el chaqueo y la corta para la agricultura, la ganadería y los asentamientos humanos. Si es cierto que la biodiversidad se encuentra más amenazada por la invasión humana posterior al aprovechamiento, será preferible tratar de reducir la tasa de aprovechamiento de nuevas zonas de bosque mediante la práctica de una extracción más intensa en las áreas actualmente explotadas.

SECCION IV

ALTERNATIVAS AL APROVECHAMIENTO SELECTIVO

Existen varias alternativas al aprovechamiento selectivo de baja intensidad, muchas de las cuales han demostrado su efectividad para la regeneración. Un método posible de aprovechamiento, usado en bosques tropicales naturales para el aumento de la regeneración, es la tala rasa en fajas. Este sistema se ha aplicado experimentalmente en Brasil (Pitt 1961) y Perú (Hartshorn 1989, Ocana-Vidal 1992), en áreas donde se extrajeron todos los árboles en fajas de 20 a 50 m de ancho. Cada año se corta sólo una pequeña fracción del bosque, permitiendo que los claros se cierren. El ciclo de aprovechamiento potencial es de 30 años. La tala rasa en fajas permite la penetración adecuada de luz para inducir la regeneración y las áreas contiguas, que no han sido cortadas, funcionan como fuentes de semilla para el reclutamiento adicional plantines. Sin embargo, en ciertos casos la tala rasa puede promover la proliferación de maleza (Putz 1993) y/o la regeneración excesiva de especies sin valor comercial a expensas de la regeneración de especies comerciales. Gorchoy et al. (1993) determinaron en un estudio realizado en el Perú, que la tala rasa causa el reclutamiento predominante de *Cecropia* sp. y otras especies pioneras sin valor comercial.

Otros sistemas alternativos de aprovechamiento que pueden estimular la regeneración y disminuir la degradación son los sistemas de árboles semilleros y de "shelterwood". En éstos, se mantiene temporalmente una porción del dosel después del aprovechamiento, con el fin de brindar una fuente adicional de semillas para las áreas cortadas, al mismo tiempo que se proporciona cobertura para las especies de tolerancia intermedia a la sombra. Una vez establecida la regeneración, se aprovecha el bosque residual para proporcionar luz adicional a los árboles en proceso de crecimiento. El Sistema "Shelterwood" de Trinidad (Baur 1964) es un ejemplo que ha sido aplicado con cierto éxito. Un problema de la tala rasa y los sistemas de "shelterwood" es que éstos son generalmente ineficientes y desperdician recursos en áreas en que se dispone de mercados sólo para algunas especies y existe demanda limitada de madera de pequeñas dimensiones. Sin embargo, se utilicen o no estos sistemas, será indicado cortar o eliminar de alguna forma ciertas especies no comerciales para evitar que éstas dominen los futuros rodales.

Finalmente, el aprovechamiento selectivo puede implementarse de forma que produzca claros de mayor tamaño a los creados por la caída de árboles individuales. La selección de grupos ha sido escasamente utilizada en el trópico americano, particularmente en las zonas donde las limitaciones del mercado impiden el uso de sistemas unicíclicos. La selección de grupos puede mantener los beneficios del aprovechamiento selectivo, al mismo tiempo que aumenta la luz en el piso del bosque y reduce la competencia radicular; ambas condiciones necesarias para estimular la regeneración. Es necesario realizar investigación para comprobar la factibilidad de los sistemas de selección de grupos, así como la de otros tratamientos silviculturales necesarios para evitar la infestación por malezas en los claros aumentados.

SECCION V

CONCLUSIONES

Los sistemas de aprovechamiento selectivo de baja intensidad y con límites diamétricos generalmente son interesantes para los profesionales forestales y conservacionistas debido a que mantienen un alto grado de cobertura boscosa. Si bien son apropiados en ciertas circunstancias, estos sistemas de aprovechamiento no deben considerarse como la única opción para el manejo de bosques naturales en el trópico. Tal como se practica actualmente, el aprovechamiento altamente selectivo requiere la intrusión humana en extensas áreas de bosque no intervenido, causando gradualmente una reducción considerable de la mayoría de las especies valiosas y en general no ofrece condiciones apropiadas para la regeneración ni protege la diversidad biológica. A pesar de su aparente bajo impacto, podría tener poco sentido ecológico o económico el fomentar el uso generalizado de dichos sistemas, si éstos ponen en riesgo el futuro valor económico de los bosques. En lugar de evaluar el éxito o el fracaso del aprovechamiento según su selectividad, sería más apropiado evaluar la efectividad del aprovechamiento sobre la base de criterios mensurables de sostenibilidad. Estos criterios podrán incluir cantidad y calidad de regeneración y proyecciones de futuro valor económico en las que se pronostiquen las probabilidades que existen de que las áreas en cuestión se mantengan con cobertura boscosa o se conviertan a otros usos no forestales.

Dado que el aprovechamiento selectivo sin control causa daños considerables al bosque residual y conlleva a la pérdida de especies animales y vegetales sensibles a las perturbaciones, desde el punto de vista ecológico sería más apropiado practicar un manejo forestal de mayor intensidad sobre una superficie menor de tierras, preservando así una mayor extensión de terrenos boscosos para el uso de la fauna. Bajo varias circunstancias, existe también la probabilidad de un ahorro considerable en términos económicos, debido a que los sistemas de aprovechamiento intensivo implican menores costos de construcción de caminos y transporte.

SECCION VI
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Attiwill, P.M. 1994 The Disturbance of Forest Ecosystems: The Ecological Basis for Conservation Management. *For. Ecol. Manage.* **63**:247-300.
- Bawa, K. y R. Seidler. 1998 Natural Forest Management and Conservation of Biodiversity in Tropical Forests. *Cons. Biol.* **12**:46-55.
- Baur, G.N. 1964 *The Ecological Basis of Rainforest Management*. Forestry Commission of Nsw, Sydney, Australia, 499 pp.
- Bierregaard, R.O., T.E. Lovejoy, V. Kapos, A.A. dos Santos, y R.W. Hutchings. 1992 The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. *Biosci.* **42**:859-866.
- Boot, R. y T.E. Gullison. 1995 Approaches to Developing Sustainable Extraction Systems for Tropical Forest Products. *Ecol. Appl.* **5**:896-903.
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1990 Tropical Secondary Forests. *J. Trop. Ecol.* **6**:1-32.
- Budowski, G. 1988 Is Sustainable Harvest Possible in The Tropics? *Am. For.* **94**:34-37, 80-81.
- Buschbacher, R.J. 1990 Natural Forest Management in The Humid Tropics: Ecological, Social, and Economic Considerations. *Ambio* **19**:253-258.
- Dickinson, M.B., J.C. Dickinson y F.E. Putz. 1996 Natural Forest Management as a Conservation Tool in The Tropics: Divergent Views on Possibilities and Alternatives. *Comm. For. Rev.* **75**:309-315.
- Dwyer, J.P. y W.B. Kurtz. 1991 The Realities of Sustainable Management vs. Diameter Limit Harvests. *North. J. Appl. For.* **8**:16-20.
- Finegan, B. 1992 The Management Potential of Neotropical Secondary Lowland Rain Forest. *For. Ecol. Manage.* **47**:295-321.
- Fox, J.E.D. 1976 Constraints on The Natural Regeneration of Tropical Moist Forest. *For. Ecol. Manage.* **1**:37-65.
- Fragoso, J.M. 1991 The Effect of Selective Logging on Baird's Tapirs. *En: Mares, M. and Schmidly, D.J. (eds.) Latin American mammalogy: history, biodiversity and conservation*. University of Oklahoma Press, Norman.
- Fredericksen, T.S., D. Rumiz, M.J. Justiniano y R. Aguape. 1997 Harvesting Free-

- Standing Fig Trees for Timber in Bolivia: Potential Implications for Sustainability.
In Review, *For. Ecol. Manage.*
- Frumhoff, P.C. 1995 Conserving Wildlife in Tropical Forests Managed for Timber. *Biosci.* **45**:456-464.
- Gautier-Hion, A. y G.Michalaud. 1989 Are Figs Always Keystone Resources for Tropical Frugivorous Vertebrates? *Ecol.* **70**:1826-1833.
- Gorchov, D.L. F. Cornejo, C. Ascorra y M. Jaramillo. 1993 The Role of Seed Dispersal in The Natural Regeneration of Rain Forest after Strip-cutting in The Peruvian Amazon. *Veget.* **107/108**:339-349.
- Gullison, R.E.y S.P. Hubbell. 1992 Regeneración Natural de la Mara (*Swietenia macrophylla*) en el Bosque Chimanés, Bolivia. *Ecol. Bol.* **19**:43-56.
- Gullison, R.E., S.N. Panfil, J.J. Strouse y S.P. Hubbell. 1996 Ecology and Management of Mahoghany (*Swietenia macrophylla* King) in the Chimanés Forest, Beni, Bolivia. *Bot. J. Linn. Soc.* **122**:9-34.
- Hanson, A.J, T.A. Spies, F.J. Swanson y J.L. Ohman. 1991 Conserving Biodiversity in Managed Forests. *Biosci.* **41**:382-392.
- Hartshorn, G.S. 1989 Application of Gap Theory to Tropical Forest Management: Natural Regeneration in Strip Clearcuts in The Peruvian Amazon. *Ecol.* **70**:567-569.
- Heinrich, R. 1995 Environmentally Sound Harvesting to Sustain Tropical Forests. *Comm. For. Rev.* **74**:198-203.
- Johns, A.D. 1985 Selective Logging and Wildlife Conservation in Tropical Rain-forest: Problems and Recommendations. *Biol. Cons.* **31**:355-375.
- Johns, A.D. 1988 Effects of "Selective" Timber Extraction on Rain Forest Structure and Composition and Some Consequences for Frugivores and Foliovores. *Biotrop.* **20**:31-37.
- Johns, J.S., P. Barreto y C. Uhl. 1996 Logging Damage In Planned and Unplanned Logging Operations in the Eastern Amazon. *For. Ecol. Manage.* **89**:59-77.
- Lamb, F.B. 1966 *Mahogany of Tropical America: Its Ecology and Management.* Univ. of Mich. Press, Ann Arbor.
- Lambert, F.R. y A.G. Marshall. 1991 Keystone Characteristics of Bird-dispersed *Ficus* in Malaysian Lowland Rain Forest. *J. Ecol.* **79**:793-809.
- Lawton, R.O. y F.E. Putz. 1988 Natural Disturbance and Gap-phase Regeneration in

- a Wind-exposed Tropical Lower Montane Forest. *Ecol.* **69**:764-777.
- Leighton, M. y D.R. Leighton. 1983 Vertebrate Responses to the Fruiting Seasonality Within a Bornean Rain Forest. En Sutton, S.I., Whitmore, T.C. and Chadwick, A.C. (eds.) *Tropical Rain Forest Ecology and Management*. Blackwell Scientific, London.
- Lu, H. y J. Buongiorno. 1993 Long- and Short-term Effects of Alternative Cutting Regimes on Economic Returns and Ecological Diversity in Mixed-species Forests. *For. Ecol. Manage.* **58**:173-192.
- Lugo, A.E. 1995 Management of Tropical Biodiversity. *Ecol. Appl.* **5**:956-961.
- Mason, D. 1996 Responses of Venezuelan Understory Birds to Selective Logging, Enrichment Strips, and Vine Cutting. *Biotrop.* **28**:296-309.
- Milton, K., D.M. Windsor, D.W. Morrison y M.A. Estribi 1982. Fruiting Phenologies of Two Neotropical *Ficus* Species. *Ecol.* **63**:752-762.
- Mori, S.A. 1992 The Brazil Nut Industry - Past, Present, and Future. En Plotkin, M. y Famolare, L. (eds.). *Sustainable Harvest and Marketing of Rain Forest Products*. Island Press, Washington, D.C.
- Mori, S.A. y G. Prance. 1990 Taxonomy, Ecology and Economic Botany of the Brazil nut. *Adv. Econ. Bot.* **8**:130-159.
- Myers, G. 1997 *The Relationship between Brazil Nut (*Bertholletia excelsa*) seedling Regeneration and Canopy Gap Size*. M.S. Thesis, University of Edinburgh, United Kingdom.
- McKey, D. 1989 Population Biology of Figs: Applications for Conservation. *Exper.* **45**:661-673.
- Ocana-Vidal, J. 1992 Natural Forest Management with Strip Clear-cutting. *Unasyl.* **43**:24-27.
- Pinard, M.A. y F.E. Putz. 1996 Retaining Forest Biomass by Reducing Logging Damage. *Biotrop.* **28**:278-296
- Pitt, G.J.W. 1961 Los Bosques del Amazonas: Métodos Posibles de Regeneración y Mejoramiento. *Unasyl.* **15**:62-69.
- Plumptre, A.J. 1995 The Importance of "Seed Trees" For The Natural Regeneration of Selectively Logged Tropical Forest. *Comm. For. Rev.* **74**:253-258.
- Putz, F.E. 1983 Treefall Pits and Mounds, Buried Seeds, And the Importance of

- Soil Disturbance to Pioneer Trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecol.* **64**:1069-1074.
- Putz, F.E. 1993 Considerations of the Ecological Foundation of Natural Forest Management in the American Tropics. Report to the Center for Tropical Conservation, Duke University, Durham, N.C.
- Redhead, J.F. and J.B. Hall. 1992 *Tropical Forestry*. Longman Group. London, UK. 118pp.
- Reid, W.V. 1992 How Many Species will there be? *En* Whitmore, T.C. and Sayer, J.A. (eds.), *Tropical Deforestation and Species Extinction*. Chapman and Hall, London.
- Rice, R.E., R.E. Gullison y J.W. Reid. 1997 Can Sustainable Management Save Tropical Forests? *Sci. Am.* **April**:44-49.
- Richards, 1993 The Potential of Non-timber Forest Products in Sustainable Natural Forest Management in Amazonia. *Comm. For. Rev.* **72**:21-27.
- Samson, F.B. 1993 Managing Biological Diversity. *Wildl. Soc. Bull.* **21**:509-514.
- Sayer, J.A., P.A. Zuidema y M.H. Rijks. 1995 Managing for Biodiversity in Humid Tropical Forests. *Comm. For. Rev.* **74**:282-287.
- Smith, D.M. 1986. *The Practice of Silviculture*. John Wiley and Sons, New York.
- Snook, L.K. 1996 Catastrophic Disturbance, Logging and the Ecology of Mahogany (*Swietenia macrophylla* King): Grounds for Listing a Major Tropical Timber Species on CITES. *Bot. J. Linn. Soc.* **122**:35-46.
- Terborgh, J. 1992 Maintenance of Diversity in Tropical Forests. *Biotrop.* **24**:283-292.
- Terborgh, J. 1986 Keystone Plant Resources in the Tropical Rain Forest. *En* M. Soule, (ed.) Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Thiollay, J.M. 1992 Influence of Selective Logging on Bird Species Diversity in a Guianan Rain Forest. *Cons. Biol.* **6**:47-60.
- Uhl, C. and I.C.G. Vieira. 1989 Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para. *Biotrop.* **21**:98-106.
- Uhl, C. y R. Buschbacher. 1985 A Disturbing Synergism between Cattle Ranch Burning Practices and Selective Tree Harvesting in the Eastern Amazon. *Biotrop.*

17:265-268.

- Uhl, C. y B.J. Kauffman. 1990 Deforestation, Fire Susceptibility, and Potential Tree Responses to Fire in the Eastern Amazon. *Ecol.* **71**:437-449.
- Webb, E.L. 1997 Canopy Removal and Residual Stand Damage Following Controlled Selective Logging in Lowland Swamp Forest in Northeast Costa Rica. *For. Ecol. Manage.* **95**:117-129.
- Whitman, A.A., N.V.L. Brokaw y J.M. Hagan. 1997. Forest Damage Caused by Selection Logging of Mahogany (*Swietenia macrophylla*) in northern Belize. *For. Ecol. Manage.* **92**:87-96.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical Forest Disturbance, Disappearance, and Species Loss. In Laurance, W.F. and Bierregaard, R.O. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Wilcox, B.A. 1980. Insular Ecology and Conservation. En Soule, M. (ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.