

31

Ecología y Silvicultura de los Principales Bosques Tropicales de Bolivia

L/574.5/184c

Autores:
Bonifacio Mostacedo
Zulma Villegas
Juan Carlos Licona
Alfredo Alarcon
Daniel Villarroel
Marielos Peña-Claros
Todd S. Fredericksen

 **IBI**
INSTITUTO BOLIVIANO DE
INVESTIGACIÓN FORESTAL

Santa Cruz de la Sierra • Bolivia • 2009



Ecología y Silvicultura de los Principales Bosques Tropicales de Bolivia

Autores:

Bonifacio Mostacedo

Zulma Villegas

Juan Carlos Licona

Alfredo Alarcon

Daniel Villarroel

Marielos Peña-Claros

Todd S. Fredericksen



Santa Cruz de la Sierra - Bolivia • 2009

P2-1238

482

2/574.5/1842

Citación sugerida:

Mostacedo, B., Z. Villegas, J. C. Licona, A. Alarcón, D. Villarroel, M. Peña-Claros y T. S. Fredericksen. 2009. Ecología y Silvicultura de los Principales Bosques Tropicales de Bolivia. Instituto Boliviano de Investigación Forestal. Santa Cruz, Bolivia.

2009 © Instituto Boliviano de Investigación Forestal (IBIF)

Todos los derechos reservados / All rights reserved.

Instituto Boliviano de Investigación Forestal (IBIF)

Km 9 Carretera al Norte

Dentro de la Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, "El Vallecito"

Tel/fax: 591-3-3411171

Casilla 6204

ibif@ibifbolivia.org.bo - www.ibifbolivia.org.bo

ISBN: 798-99905-950-7-9

Depósito legal: 8-1-2612-09

Edición: Silvia Ruíz (msilvia.ruiz@gmail.com)

Diseño y diagramado: Omar Ampuero Calderón

Imprenta: Industrias gráficas Sirena

Dirección Institucional de los Autores

Bonifacio Mostacedo (bmostacedo@ibifbolivia.org.bo)

Zulma Villegas (zvillegas@ibifbolivia.org.bo)

Juan Carlos Licona (jlicona@ibifbolivia.org.bo)

Alfredo Alarcon (alarcon@ibifbolivia.org.bo)

Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Km 9 Carretera al Norte, Facultad de Ciencias Agrícolas, El Vallecito, Casilla # 6204, Santa Cruz, Bolivia

Marielos Peña-Claros (mpena@ibifbolivia.org.bo)

Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Km 9 Carretera al Norte, Facultad de Ciencias Agrícolas, El Vallecito, Casilla # 6204, Santa Cruz, Bolivia

Wageningen University and Research Centre, P.O. Box 9101, 6700 HB Wageningen, Holanda

Daniel Villarroel (danielvillarroel81@hotmail.com)

Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, Av. Irala # 565, Casilla # 2489, Santa Cruz, Bolivia

Todd S. Fredericksen (tfredericksen@ferrum.edu)

Ferrum College, P.O.Box 1000, Ferrum, Virginia 24088, Estados Unidos

FDTA-Vales

No Inventario: 102765.....

Adquirida:

Precio:

Fecha: cbbn/ 04/05/2010

Agradecimientos

Este libro es producto del esfuerzo de muchas personas e instituciones, y resume los principales resultados obtenidos por el Programa de Investigación Silvicultural de Largo Plazo (PISLP) que viene siendo ejecutado por el Instituto Boliviano de Investigación Forestal (IBIF) en diferentes bosques del país. El PISLP es único en el mundo, no solo por la escala en que es realizado sino también por su diseño. Este diseño permite responder tanto preguntas científicas básicas como preguntas aplicadas directamente al manejo de nuestros bosques, y permite responder preguntas actuales como preguntas relacionadas con el uso futuro de nuestros bosques. Este último punto es muy importante puesto que las parcelas del PISLP también pueden ser usadas para evaluar el efecto del aprovechamiento en la provisión de servicios ecosistémicos.

Queremos agradecer a aquellas personas que tuvieron la iniciativa y la visión de diseñar el Programa de Investigación Silvicultural de Largo Plazo (PISLP). A ellos nuestro sincero agradecimiento (en orden alfabético): Daniel Zarin, Francis E. Putz, Geoffrey Blate, Laura Snook, Lincoln Quevedo, Lourens Poorter, Marielos Peña-Claros, Todd Fredericksen y William Pariona.

Los datos de campo fueron tomados por un conjunto de técnicos forestales que tuvieron el cuidado primero de instalar las parcelas y después de medir y remedir cada uno de los árboles y otras variables ecológicas y silviculturales. Han participado de las diferentes etapas del PISLP alrededor de 20 técnicos, a los cuales queremos agradecer por su trabajo y dedicación. Queremos, sin embargo, resaltar la invaluable labor de algunos de ellos porque sin ellos el PISLP no hubiera sido posible: Alfredo Alarcon, Alex Jiménez, Carla Chávez, Carla Gonzales, Carlos Toledo, Claudio Leño, Eduardo Valencia, Jimmy Sotelo, Joaquín Justiniano, José Nelson Temo, Juan Carlos Licona, Lidio López, Lincoln Quevedo, Marcelo Vargas, Marlene Soriano, Nicolás Fessy, René Anzaldo, Oscar Rodríguez, Urbano Choque, Vilmia Gonzales, William Pariona, Yaneth Mendieta y Yuri Bustamante.

El trabajo de campo no hubiera sido posible sin el apoyo de nuestros expertos de campo, los "materos". Ellos han jugado un rol importante en la instalación y remediación de las parcelas, identificación de los árboles y en el conocimiento de la ecología y las potencialidades de uso de las especies. La lista de materos es extensa pero queremos resaltar el apoyo de algunos de ellos Alberto

Amutari Mendoza, Alex Crespo, Ángel Méndez (don Wicho), Aurelio Álvarez, Ciro Queteuari, Emilio Chao, Eugenio Mercado, Freddy Peña, Genaro Iraipi, Hilario Rodríguez, Israel Melgar, José Chuviña, José Iraipi, Juan Carlos Álvarez, Juan Álvarez, Juan Pessoa, Marcelino Aguilar, Marcelino Fernandez, Marco Antonio Crespo, Pablo Mercado, Ricardo Méndez, Samir Flores, Víctor Hugo Hurtado y Víctor Hugo Aguada. Agradecemos también a nuestros choferes, especialmente Miguel Ángel Chávez e Israel Ibáñez, que estuvieron apoyando constantemente facilitando la llegada a los sitios de estudio, además de proveernos comida y agua.

La depuración y actualización de datos fueron otras etapas en las cuales participaron Marielos Peña Claros, Marisol Toledo, Zulma Villegas, Juan Carlos Licon y Alfredo Alarcon. Marisol Toledo y Joaquín Justiniano fueron los que hicieron colectas de muestras botánicas y revisaron, junto con Israel Vargas, los nombres científicos de las especies. Asimismo queremos también agradecer a todos aquellos investigadores que realizaron investigaciones específicas en los diferentes sitios de estudio del PISLP. Estos resultados fueron importantes al momento de escribir el libro, y están permitiendo posicionar al PISLP en el mundo científico internacional. Finalmente agradecer a Lourens Poorter quien estuvo apoyando constantemente en diferentes etapas dentro del PISLP.

Julio Balcázar, Juan Carlos Montero y Bonifacio Mostacedo proveyeron datos e información de parcelas no permanentes y muestreos de regeneración natural de la región amazónica. Parte de los resultados de escarificación de suelos fue obtenido de

la tesis de Elena Prieto-Rodao, quién colaboró a través de su tesis de maestría. Marielos Peña, Marisol Toledo y Todd Fredericksen hicieron revisiones y dieron comentarios valiosos para mejorar el documento.

Queremos agradecer también a las diferentes instituciones que apoyaron para iniciar y mantener el PISLP. Primeramente queremos agradecer a USAID, que a través del Proyecto BOLFOR I y BOLFOR II, financio la instalación y remediación de las parcelas dentro del PISLP, además del soporte institucional brindado al IBIF. Asimismo, USAID apoyó en la elaboración de este libro. Nuestros agradecimientos también a The Nature Conservancy y CADEFOR por apoyarnos con esta iniciativa. Si bien las parcelas del Bajo Paraguá no forman parte de este libro pero sí forman parte del PISLP. Por lo tanto queremos agradecer a WWF Bolivia por la instalación y remediación de estas parcelas. Queremos agradecer a las concesiones y propiedades privadas que abrieron sus puertas para hacer posible el PISLP. Agradecemos a La Chonta, INPA Parket y SAGUSA por el apoyo logístico brindado dentro de sus áreas, brindando personal de apoyo y maquinaria para la apertura de caminos. La Universidad de Wageningen y el Proyecto Diversus también han colaborado con el PISLP, tanto financiera como técnicamente a través del asesoramiento en la toma de datos de campo y elaboración de informes técnicos sobre temas específicos. Finalmente queremos agradecer a la Universidad Autónoma Gabriel René Moreno por el soporte institucional que provee al IBIF y por la oportunidad de trabajar en forma conjunta.

Presentación

El Instituto Boliviano de Investigación Forestal (IBIF) se complace en presentar esta nueva publicación, para lo cual han pasado casi 10 años de trabajo arduo y sostenido en la recolección de datos de los principales tipos de bosques tropicales de Bolivia.

Este libro se constituye básicamente en uno de los primeros en Bolivia que integra la ecología de los bosques con la silvicultura con fines de mejorar la capacidad y producción forestal. Gracias a la iniciativa de algunos científicos, esta información se pudo obtener de parcelas permanentes que fueron implementadas y monitoreadas a una escala comercial. Las parcelas permanentes que están dentro del Programa de Investigación Silvicultural de Largo Plazo (PISLP), son únicas en el mundo por su diseño, réplicas y gran tamaño, ideales para evaluar la ecología, biodiversidad, impactos de aprovechamiento y respuesta a los tratamientos silviculturales e intensidades de aprovechamiento en diferentes bosques.

La magnitud de este esfuerzo se puede ver también en la cantidad de personas que han sido involucradas para monitorear estas parcelas durante los casi 10 años, que llegan a ser más de 50 personas. Varios

investigadores nacionales e internacionales han sido involucrados en la generación de la información que contiene este libro. Los asistentes de campo, especialmente "materos", que normalmente no aparecen en la lista de autores, han sido los responsables de guiar a los investigadores en el campo y en muchos de los casos de identificar las especies de árboles dentro de las parcelas. Las instituciones que apoyaron también fueron diversas, todas comprometidas con el buen manejo y conservación de bosques, que sin el apoyo económico o motivador, nuestro país no hubiera tenido la cantidad de información existente hasta ahora y que se constituye en un patrimonio intelectual que otros países quisieran tener.

Por la extensa bibliografía que se presenta en este libro, se puede ver que una gran parte ha sido producida en Bolivia, lo que pone de manifiesto el importante aporte boliviano no sólo en el desarrollo del manejo forestal, sino en la producción científica relacionada a la ecología y silvicultura tropical. Tanto el Proyecto BOLFOR como el IBIF han sido las instituciones responsables de mantener las parcelas, que por cierto seguirán generando más información para responder a un sin fin de preguntas que

todavía quedan por responder.

Espero que esta publicación pueda ser utilizada para resolver problemas actuales que tienen los manejadores de bosque, pero que también sea de gran utilidad para los decisores políticos para promover el manejo forestal bajo consideraciones técnicas. Finalmente, los estudiantes y profesores de las diferentes universidades podrán encontrar información amplia y valiosa para el proceso enseñanza-aprendizaje, análisis y crítica constructiva, y que seguramente servirá como base para nuevas interrogantes y futuras investigaciones.

Lincoln Quevedo, Ph.D.

Presidente del Directorio

**Instituto Boliviano de Investigación Forestal
(IBIF)**

Tabla de Contenido

Capítulo 1. La Ecología y el Manejo Forestal en Bolivia

Historia del manejo forestal en Bolivia	5
Potencial y uso forestal en Bolivia.....	6
La silvicultura en el manejo de bosques en Bolivia	6
Promoción a la aplicación de tratamientos silviculturales	7
¿Se aplican los tratamientos silviculturales en Bolivia?	8
¿Qué aspectos ecológicos se deben conocer de las especies para manejar el bosque?	9
Metodología establecida para determinar los impactos del aprovechamiento y las respuestas a los tratamientos silviculturales.....	11
Contenido del libro	13

Capítulo 2. Bosque Seco Chiquitano

Introducción	15
Diversidad de especies.....	17
Composición florística e importancia ecológica	17
Riqueza de especies	20
Curvas especies vs. área	21
Diversidad de especies	23

Similitud de especies	23
Especies indicadoras	24
Estructura del bosque	24
Densidad	24
Área basal	25
Estructura horizontal y vertical	25
Infestación de bejucos	27
Dinámica del bosque	27
Fenología	27
Sistemas de reproducción y producción de semillas	27
Dispersión de semillas	29
Germinación de semillas	30
Regeneración natural	30
Crecimiento de árboles	32
Reclutamiento y mortalidad	33
Stock de biomasa	33
Manejo del bosque	35
Potencial forestal	35
Oferta maderable de las principales especies	36
Productos no maderables	36
Efectos de la silvicultura	37
Daños al bosque por intensidad de aprovechamiento	38
Liberación de bejucos y árboles competidores	38
Conclusiones	41

Capítulo 3. Bosque Sub-húmedo Transicional

Introducción	42
Diversidad de especies	45
Composición florística	45
Riqueza y diversidad de especies	46
Estructura del bosque	49
Densidad de individuos y área basal	49

Bejucos	51
Posición de copa.....	53
Dinámica del bosque	53
Fenología	53
Dispersión y producción de semillas.....	53
Regeneración natural	55
Crecimiento	56
Reclutamiento y mortalidad.....	58
Stock de biomasa.....	59
Manejo del bosque	61
Potencial Forestal.....	61
Efectos de la silvicultura	62
Daños al bosque por el aprovechamiento	63
Efecto en la tasa de crecimiento diamétrico de los AFC.....	65
Efecto de la infestación de bejucos y la iluminación en el crecimiento diamétrico en los AFC	67
Efecto de la liberación en el crecimiento de árboles	67
Efecto de la escarificación del suelo en la regeneración natural.....	69
Enriquecimiento con mara (<i>Swietenia macrophylla</i>) en claros de aprovechamiento	75
Conclusiones	79

Capítulo 4. Bosque Amazónico

Introducción	81
Caracterización de la concesión forestal SAGUSA.....	82
Diversidad de especies	84
Diversidad y abundancia de especies.....	84
Composición florística	85
Abundancia y riqueza en los diferentes tipos de bosque.....	85
Estructura del bosque	87
Dinámica de bosques	91
Producción y dispersión de semillas.....	92
Regeneración natural	92
Crecimiento	96

CAPÍTULO

1

La Ecología y el Manejo Forestal en Bolivia

Historia del manejo forestal en Bolivia

El manejo forestal en Bolivia tuvo grandes cambios en la última década. Hasta los años 90's, el aprovechamiento del bosque se hacía de manera selectiva solo para algunas especies que eran de alto valor comercial, las cuales se extraían de manera intensa. La mara, el morado y posteriormente el cedro y el roble fueron las especies que mayormente se extraían. La extracción de estas especies se realizaba utilizando brigadas denominadas "busca palos" quienes se encargaban de ubicar los árboles a cortarse. Una vez ubicados los árboles, ingresaban los motosierristas y posteriormente la maquinaria pesada. Con esta forma de extracción, poco o nada se planificaba el ingreso de las maquinarias pesadas al bosque y por lo tanto el impacto de la actividad forestal al bosque remanente era alto, tomando en cuenta el volumen que se extraía. Los "busca palos" sólo buscaban las especies de interés, por lo que no realizaban ningún tipo de inventario ni conocían el potencial real del bosque. De esa manera, no había forma de proyectar los futuros negocios a realizarse con la actividad forestal.

La Ley Forestal 1700, que fue implementada desde el año 1997, promueve el manejo

adecuado de los bosques de producción forestal, además de fomentar una mayor equidad en el uso del bosque por distintos usuarios, desde empresas concesionarias hasta indígenas. Esta ley impulsa el manejo sostenible de los bosques y su uso integral a través de la implementación del Plan General de Manejo Forestal (PGMF). El PGMF se constituye en un instrumento de gestión y un requisito previo para iniciar el proceso de aprovechamiento de madera. En él se incluye la planificación del aprovechamiento forestal, además del uso de especies menos conocidas con la finalidad de reducir la presión a aquellas especies que fueron, por muchos años, el soporte de la actividad forestal. También promueve la protección de servidumbres ecológicas y la aplicación de tratamientos silviculturales con la finalidad de mejorar la calidad del bosque y su producción. Por medio de los ciclos de corta, la intensidad de aprovechamiento, la aplicación de diámetros mínimos de corta y la protección de árboles semilleros, impulsa la cosecha sostenible de árboles.

Finalmente, la Ley Forestal 1700 fomenta el monitoreo de los bosques a través de las parcelas permanentes de medición. Este modelo de manejo forestal desarrollado en Bolivia ha sido replicado o tomado en cuenta

en varios países vecinos (tal es el caso de Perú y Colombia) y considerado también a nivel mundial.

A pesar de haber tenido éxito el modelo forestal actual, se considera que todavía se puede mejorar tomando en cuenta principalmente las experiencias negativas. Se cree que después de haber experimentado por más de 10 años, hay aspectos sociales, jurídicos y técnicos que se pueden ajustar sobre la base de lo que se tiene avanzado. Actualmente, el gobierno está proponiendo revisar la Ley Forestal y toda su normativa. Hacer una revisión de la ley vigente permitirá incorporar resultados de investigación dirigidos a mejorar el manejo forestal y de esta manera Bolivia seguirá siendo uno de los líderes a nivel mundial.

Potencial y uso forestal en Bolivia

Bolivia es considerada uno de los países netamente forestales. Del total de su superficie (1098581 km²), aproximadamente el 50% está cubierto de bosque (549632 km²). De esta superficie, el 58% (28.8 millones de ha) contiene bosques de producción forestal.

En otras palabras, una cuarta parte de la superficie boliviana tiene bosques de producción (Dauber *et al.* 2001). En la Chiquitania existen 6.3 millones de hectáreas, en Guarayos hay 4.2 millones de hectáreas y en la Amazonia se llega a 8.8 millones de hectáreas. Actualmente en Bolivia se tienen cerca de 8.7 millones de hectáreas bajo planes de manejo aprobados, de los cuales la mayoría están siendo manejadas bajo concesiones forestales. También se tienen certificadas (bajo el sistema FSC) un poco más de 2 millones de hectáreas, cifra que pone al país en el primer lugar en la

certificación de los bosques tropicales. A partir de la promulgación de la Ley Forestal, los derechos forestales han sido distribuidos a diferentes tipos de usuarios. Básicamente se encuentran las concesiones forestales, las Tierras Comunitarias de Origen (TCO), las Asociaciones Sociales de Lugar (ASL) y las propiedades privadas. Por otra parte, se encuentran las áreas protegidas y las reservas forestales (BOLFOR-II 2008) (Figura 1.1).

En el país existen más de 150 especies arbóreas maderables (Justiniano *et al.* 2004; Mostacedo *et al.* 2003) que son aprovechadas para diferentes fines. Además existen otras especies potenciales de las cuales aún no se conocen sus características ecológicas y físico-mecánicas. En los siguientes capítulos se detallarán las potencialidades maderables y no maderables de cada una de las ecorregiones consideradas en este libro.

La silvicultura en el manejo de bosques en Bolivia

La silvicultura es una ciencia aplicada para mejorar los rodales del bosque con el fin de fomentar la regeneración natural y el crecimiento de árboles, y la reducción de impactos al bosque remanente (Fredericksen *et al.* 2001; Nyland 1996). La silvicultura puede ser, por tanto, aplicada en cualquiera de las fases del ciclo de vida del árbol. Por ejemplo, en la fase de establecimiento que va desde la germinación de la semilla hasta que alcanza el estado de brinjal, se pueden aplicar tratamientos que promueven la regeneración. En su fase reproductiva se puede estimular a los mejores individuos para que alcancen el dosel o darles mejores condiciones para una mayor producción de frutos y semillas.

Promoción a la aplicación de tratamientos silviculturales

La Ley Forestal 1700, el reglamento de ley y las normas técnicas establecidas en la Resolución Ministerial # 248/1998 mencionan que se deben aplicar tratamientos silviculturales, aunque no son claros sobre cuáles tratamientos silviculturales y cómo se deben implementar. La ley y las normativas enfatizan que los tratamientos silviculturales

deben ser diseñados y aplicados de manera adecuada, que deben ser justificados tanto ecológica como económicamente y que su finalidad debe ser mantener y mejorar la calidad y cantidad de la masa boscosa remanente. También se menciona que la aplicación de los tratamientos silviculturales dependerá de las condiciones del bosque y de su respuesta a las intervenciones del aprovechamiento.

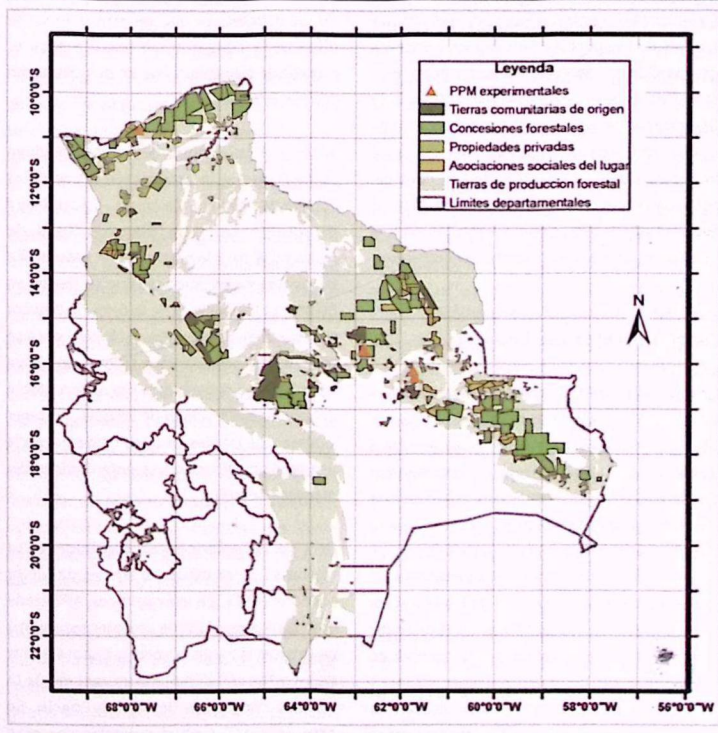


Figura 1.1 Bosques de producción forestal y derechos forestales en Bolivia. Los puntos en triángulos indican la ubicación de las parcelas experimentales en las áreas de estudio incorporados en este libro. Adaptado del Dossier Forestal (BOLFOR-II 2008).

Asimismo, el año 2006 la Superintendencia Forestal emitió una directriz técnica en la cual obliga a todas las operaciones forestales a aplicar los tratamientos silviculturales con el fin de asegurar la sostenibilidad del manejo forestal en Bolivia. En esta directriz se señalan específicamente los tratamientos silviculturales a aplicarse como un mandato que debe ser considerado en los planes de manejo. Entre los tratamientos silviculturales que se deben aplicar bajo esta directriz están: la marcación de árboles de futura cosecha (AFC) antes de la corta de árboles y antes de la apertura de caminos y entrada de "skidders", la escarificación del suelo, el estímulo a la regeneración natural y la liberación de árboles de futura cosecha donde también se especifica la corta de bejucos. Como se ha visto, la Ley Forestal actual promueve la sostenibilidad del manejo forestal dándole su debida importancia a la aplicación de los tratamientos silviculturales.

¿Se aplican los tratamientos silviculturales en Bolivia?

La aplicación de tratamientos silviculturales en Bolivia se está incrementando cada vez más. Si bien la promoción de estas prácticas data de hace mucho tiempo, los usuarios forestales han sido renuentes debido a que no veían ningún beneficio económico a corto plazo. Sin embargo, resultados de investigación han demostrado beneficios en aspectos como la reducción de los impactos al bosque, el incremento en las tasas crecimiento de los árboles y la mejora en la sanidad de los mismos, que sumados permitirán tener bosques saludables. De esta manera la aplicación de tratamientos silviculturales se ha ido incrementando paulatinamente.

Actualmente, varias empresas y comunidades están ensayando con la aplicación de tratamientos silviculturales. La corta de bejucos ya es una práctica común que gran parte de los manejadores de bosques realiza desde hace varios años. La corta de bejucos generalmente se la realiza en los árboles aprovechables y su finalidad es mantener la seguridad de los motosierristas al momento de hacer el corte y reducir daños a los árboles conectados por bejucos. También se cortan los bejucos para incrementar el crecimiento de los árboles, ya que de esta manera se elimina la competencia por luz para el proceso de fotosíntesis que los bejucos tienen con los árboles.

Al tener árboles libres de bejucos también se incrementa la producción de semillas (Stevens 1987), lo cual contribuye directamente en la disponibilidad de propágulos para la regeneración natural. En las experiencias prácticas que se tienen en Bolivia, el tratamiento de la corta de bejucos se realiza en árboles aprovechables pero se realiza muy poco para los árboles de futura cosecha. Ese debería ser el próximo paso a dar por los manejadores de bosques. Proteger y cuidar los árboles de futura cosecha sería una gran contribución a la sostenibilidad del manejo forestal.

Otra de las prácticas que comúnmente se realiza es la marcación de árboles de futura cosecha (AFC). La marcación de AFC tiene dos finalidades: a) la de proteger este grupo de árboles durante la corta y b) para evitar daños a los AFC durante la extracción de la madera con el uso de la maquinaria. Se considera AFC a aquel individuo con gran potencial para ser aprovechado en un siguiente ciclo de corta. Para ser calificado

como AFC cada individuo debe cumplir ciertas características básicas: debe ser una especie comercial o potencialmente comercial y ser un individuo joven, es decir cuyo DAP está por debajo del diámetro mínimo de corta establecido en las normas técnicas vigentes y por encima de los 10 cm de DAP. Asimismo, otras características importantes que debe cumplir cada individuo son: tener buena calidad del fuste (cilíndrico), ser sano (libre de pudriciones y/o huecos) y tener buena copa (redonda) (Krueger 2004).

El marcado de los AFC se realiza generalmente con pintura de color llamativo (azul o naranja) antes de iniciar el corte de árboles. La pintura se aplica en el fuste en forma de anillo aproximadamente a una altura de 2 m desde el nivel del suelo, de manera que los operadores de motosierra y "skidder" visualicen de lejos estos árboles marcados y eviten en lo posible ocasionarles daño. Para reducir costos los árboles también pueden marcarse con cintas plásticas, que al final de la cosecha se deberían retirar para no ensuciar el bosque. Hay dos etapas en las que se puede efectuar el marcado de AFC en campo: la primera se realiza durante el censo comercial y la segunda durante el corte de los árboles aprovechables. En resumen, el marcado de AFC está destinado a disminuir la mortalidad de las especies de valor comercial pero que estarían listas para ser aprovechadas en el siguiente ciclo de corta.

El enriquecimiento es otra de las prácticas que se ha iniciado para mejorar rodales de bosques aprovechados con especies arbóreas de alto valor comercial. Esta práctica consiste en colocar plántulas o semillas en lugares apropiados para posteriormente hacer un cuidado de limpieza hasta que los individuos

puedan sobrevivir de manera independiente. Inicialmente, el enriquecimiento se realizaba pero sin tomar en cuenta la importancia de la segunda fase que es la limpieza de la vegetación competidora. Por lo tanto, varias iniciativas de empresas fracasaron porque las plántulas después de algunos meses llegaban a morir.

Tomando en cuenta estas experiencias, se han desarrollado varios programas de enriquecimiento especialmente con la mara (*Swietenia macrophylla*), donde la limpieza es considerada una de las prácticas adicionales más importantes para eliminar la competencia. Algunas empresas en las regiones de Guarayos y el Bajo Paraguará aplicaron esta práctica y actualmente existen áreas enriquecidas con más de 5 años con buenos resultados. También la Comunidad de Cururú (Guarayos) inició el enriquecimiento de áreas de barbecho con plántulas de mara. En la región de la Chiquitania, algunas empresas han iniciado el enriquecimiento de áreas de rodeo y pistas de arrastre con el roble (*Amburana cearensis*), otra especie de alto valor comercial. Hay que considerar que las prácticas de enriquecimiento tienen costos más altos comparados con la aplicación de otros tratamientos silviculturales. Sin embargo, la aplicación de este tratamiento es justificable para especies de alto valor comercial.

¿Qué aspectos ecológicos se deben conocer de las especies para manejar el bosque?

Antes de aplicar los tratamientos silviculturales es necesario conocer el problema que existe o habrá en el bosque a

manejarse. Muchas veces los problemas son naturales pero el manejador de bosque debe tener la capacidad de diagnosticar y determinar la solución mediante la aplicación de tratamientos silviculturales. En otros casos, el problema puede venir después de realizado el aprovechamiento del bosque, para ello se debe tener la capacidad de predecir cuál o cuáles son los problemas que se podrían generar por la intervención del bosque.

Para determinar los problemas existentes se deben realizar diagnósticos rápidos que permitan obtener rápidamente la información. Se debe conocer el estado del bosque en cuanto a su composición florística y estructura. Por ejemplo, si se ve que muchos árboles tienen bejucos, es algo que debe determinarse cuantitativamente. Los bejucos tienen un efecto negativo en el crecimiento, la supervivencia y la producción de semillas de los árboles. Se puede determinar de manera rápida el porcentaje de árboles afectados y el grado de infestación que estos tienen. Mediante este diagnóstico se puede conocer la severidad del problema para cada especie, y de esta manera prever el tratamiento silvicultural a aplicarse (Fredericksen *et al.* 2001).

Por otro lado, también se pueden anticipar problemas que podrían ocurrir por la intervención humana. Por ejemplo, cuando se realiza el aprovechamiento de especies maderables, con seguridad se producirá un daño al bosque y a las especies existentes. La aplicación de tratamientos silviculturales puede reducir de sobremanera los daños, especialmente a los individuos que son de importancia ecológica o económica. Prácticas silviculturales tales como la realización de

caminos planificados pueden reducir daños a nivel de la funcionalidad del bosque. Conocer las características ecológicas de las especies antes de aplicar los tratamientos silviculturales es un paso necesario. Todas las etapas del ciclo de vida de los árboles deben ser conocidas por los manejadores del bosque: etapa de reproducción, germinación de semillas, sobrevivencia y crecimiento. Dentro del ciclo de vida, una de las características importantes de las especies es el requerimiento de luz para su regeneración y crecimiento. Hay especies netamente demandantes de luz que se denominan heliófitas y requieren de un alto grado de perturbación del bosque. Es decir, la apertura del dosel del bosque por la extracción forestal puede favorecer en la regeneración natural y crecimiento. Por otra parte hay especies que no requieren de ninguna perturbación, estas especies que prefieren la sombra son denominadas esciófitas. Las especies esciófitas germinan y crecen mejor en condiciones de sombra y muchas veces al tener altos porcentajes de luz puede inhibirse su germinación o crecimiento o pueden sufrir mayor tasa de mortalidad.

Otro aspecto a considerar es la complejidad del bosque a manejarse, esta se puede determinar a través de la diversidad y composición florística de cada tipo de bosque. En resumen, mientras mayor información ecológica se tenga tanto del área de manejo como de las especies que la componen, mejor será el diagnóstico a establecerse y mas acertados serán los tratamientos silviculturales a aplicarse. La primera parte de cada capítulo de este libro describe la complejidad y dinámica que tiene cada tipo de bosque.

Metodología establecida para determinar los impactos del aprovechamiento y las respuestas a los tratamientos silviculturales

La información presentada para determinar los efectos que tiene el manejo forestal y la silvicultura se origina en las parcelas experimentales, que forman parte del Programa de Investigación Silvicultural a Largo Plazo (PISLP), que ejecuta el IBIF en los bosques de producción en Bolivia.

En el año 2000, a iniciativa de un grupo de investigadores que trabajaban en el Proyecto BOLFOR I, se comenzó a diseñar un sistema de parcelas que permitiese evaluar tanto los impactos que produce el aprovechamiento forestal como las respuestas a los distintos tratamientos silviculturales a aplicarse. Se vio que las parcelas de 1ha no eran suficientes en tamaño para evaluar el impacto de aprovechamiento, razón por la cual se optó por probar tamaños de parcelas más grandes. Entre el año 2000 y 2003, se instalaron parcelas experimentales en los principales bosques de producción forestal: bosque seco chiquitano (Propiedad privada INPA Parket), bosque de Guarayos (Concesión Forestal La Chonta), y bosque amazónico (Concesión Forestal SAGUSA SRL). Las primeras parcelas experimentales se instalaron en el bosque de Guarayos, mientras que las últimas se instalaron en el bosque amazónico.

Las parcelas experimentales tienen superficies que varían entre 20 y 26 ha, según la región. Están agrupadas en bloques de cuatro parcelas. Cada parcela de cada bloque representa un tratamiento de intensidad de aprovechamiento y aplicación de tratamientos silviculturales

(Tabla 1.1). En el bosque seco se tienen 2 bloques, en el bosque de Guarayos se tienen 3 bloques, mientras que en el bosque amazónico se tiene solamente un bloque.

Los tratamientos que se aplicaron tuvieron las siguientes características:

- Tratamiento Testigo.- Las parcelas de este tratamiento no han sido aprovechadas, pero se cortaron algunos bejucos en los árboles aprovechables durante la fase del censo forestal.
- Tratamiento Normal (Aprovechamiento Normal).- Este tratamiento recibió aprovechamiento de acuerdo al sistema de extracción definida por cada empresa. El sistema incluyó: (a) planificación de caminos y aprovechamiento basado en un censo comercial de árboles aprovechables y remanentes, (b) aprovechamiento de árboles que superan el diámetro mínimo de corta (DMC), en la Chiquitania > a 40 cm de DAP y en Guarayos y Amazonía > a 50 cm, (c) 20% de los árboles comerciales mayores al límite diamétrico fueron dejados como semilleros y como factor de seguridad. (d) corte de bejucos de los árboles comerciales antes del aprovechamiento, y (e) corta dirigida.
- Tratamiento Mejorado (Aprovechamiento con Baja Silvicultura).- Este tratamiento ha recibido las operaciones descritas para el tratamiento normal, y adicionalmente se aplicaron los siguientes tratamientos: (a) marcado, antes del aprovechamiento, de árboles de futura cosecha (AFC) de las especies que en esa época fueron extraídas por la empresa (b) corte de todos los bejucos situados en el fuste o la copa de los AFC, y (c) liberación de AFC de competidores no-comerciales mediante

anillamiento (Tabla 1.1).

- Tratamiento Intensivo (Aprovechamiento con Alta Silvicultura).- Este tratamiento recibió todas las operaciones del tratamiento mejorado y adicionalmente se aplicaron los siguientes tratamientos: (a) marcado adicional de AFC de especies potencialmente comerciales, (b) corte de bejucos y liberación de AFC de especies potencialmente comerciales, (c) doble intensidad de aprovechamiento, que incluye la extracción de especies que en esa época no eran aprovechadas por las empresas en cada región hasta el inicio del experimento, pero que eran especies potenciales, (d) tratamientos de mejora de bosque naturales, que incluyen el anillado de individuos de especies arbóreas no comerciales con DAP mayor a 40 cm, exceptuando especies importantes para la fauna, y (e) escarificación mecanizada del suelo en claros de aprovechamiento usando "skidder", en el momento de la extracción de las troncas (Tabla 1.1).

Las parcelas experimentales tienen un diseño anidado para evaluar árboles de diferente tamaño. Los árboles con el diámetro altura pecho (DAP) > 40 cm fueron censados en toda la parcela (A), mientras que los árboles con DAP entre 20 - 40 cm fueron censados en la mitad central de la parcela (B) y los árboles con DAP entre 10 - 20 cm son censados en cuatro subparcelas, cada cual de 1 ha en el centro de la parcela. En cada parcela también se tienen transectos de 2x400-500 m que sirven para muestrear la regeneración natural de individuos menores a los 10 cm de DAP. Las parcelas experimentales cuentan con una grilla de sendas que facilitan las mediciones periódicas y mapeo de árboles. En total fueron monitoreadas en el bosque seco chiquitano (INPA Parket) 25.910 árboles, en el bosque de Guarayos (La Chonta) 40.997 árboles, y en el bosque amazónico (SAGUSA) un total de 16.822 árboles. Otros árboles está siendo monitoreados en los bosques del Bajo Paraguá, del cual gran parte de la información ha sido publicada recientemente (Villegas *et al.* 2008)

Tabla 1.1. Resumen de los diferentes tratamientos aplicados en las parcelas del PISLP. (E) En estos casos el tratamiento silvicultural se aplicó solo a las especies comerciales; en cambio en las parcelas intensivo (*) se aplicó tanto a especies comerciales como a las potenciales. Ver texto para más detalles.

Tratamientos	Control	Normal	Mejorado	Intensivo
Aprovechamiento de impacto reducido	No	Si	Si	Si
Árboles semilleros	100%	20%	20%	20%
Intensidad de aprovechamiento (#/ha)	Nada	Normal	Normal	Doble
Marcación árboles de futura cosecha (AFC)	No	No	SiE	Si*
Corta de bejucos en AFC	No	No	SiE	Si*
Liberación de AFC con anillamiento	No	No	Si	Si
Escarificación de suelo	No	No	No	Si
Mejora de rodales	No	No	No	Si

En el lado sur de cada árbol inventariado existe una placa a 20 cm de donde se midió el DAP. Cada árbol fue mapeado mediante un sistema de coordenadas (x, y). Los siguientes datos fueron recolectados para cada árbol: especie, DAP, estimación de la

altura total y altura comercial (altura hasta la primera rama), posición de copa, forma de copa (Dawkins 1958), calidad de fuste, infestación por bejucos (categorías y porcentajes) y estado sanitario del árbol y del fuste. La ubicación de la medida del DAP

fue marcada con pintura para facilitar la exactitud y precisión de las remediciones.

Después del aprovechamiento se determinó el número de árboles aprovechados en cada tratamiento, para esto se contaron todos los tocones, a los cuales se les reconoció el DAP y altura comercial inicial, datos que se utilizaron para determinar el volumen aprovechado de cada individuo y especie. En la fase post-aprovechamiento se evaluaron todos los árboles muertos o dañados en todas las categorías diamétricas, por causa del aprovechamiento. Al mismo tiempo, en todos los árboles que sufrieron algún tipo de daño se evaluaron los niveles de deterioro producidos en las diferentes partes de los árboles (copa, fuste y raíz).

- El daño a la copa se evaluó en tres categorías: "sin daño", copas intactas; "daño leve", con 1 a 50% de la copa dañada; y "daño severo", con 51 a 100% de la copa dañada.
- El daño al fuste se evaluó tomando en cuenta el tamaño de las heridas y se consideraron las siguientes categorías: "sin daño": árboles con fuste sin heridas; "heridas pequeñas": con heridas superficiales y menores a 0.04 m²; "heridas grandes": con lesiones mayores a 0.04 m² en superficie.
- El daño a las raíces se clasificó como: "sin daño": árboles que no presentaban ninguna lesión en la raíz producido por la maquinaria; "con daños superficiales": cuando se dañaron los garrones u otras raíces por el paso de la maquinaria; "raíces expuestas": cuando la mayor parte de las raíces estaban rotas y expuestas debido a la caída del árbol (Mostacedo *et al.* 2006b). En este libro se presenta

solamente información general y sobresaliente sobre daños producidos a la masa remanente.

Contenido del libro

Este libro contiene tres capítulos centrales en los cuales se ha tratado de resumir la principal información generada en las principales ecorregiones maderables de Bolivia. La mayor parte de la información de estos bosques proviene de los datos de parcelas permanentes de una hectárea y de las parcelas experimentales que tienen entre 20 a 26 ha y agrupadas para medir diferentes variables según grados de intensidad de aprovechamiento y aplicación de tratamientos silviculturales. Los principales lugares de estudio fueron: bosque seco chiquitano: Inpa Parket; bosque subhúmedo: Concesión forestal La Chonta, y bosque amazónico: Concesión forestal SAGUSA SRL (ver detalles de área de estudio en cada capítulo). En algunos casos también se utilizaron datos de sitios aleatorios a los principales lugares de estudio.

Para cada tipo de bosque se detallan los resultados de la diversidad y riqueza florística en los sitios de estudio, análisis de curvas especie vs. área, similitud de especies y estructura del bosque. Sobre su dinámica se describen la fenología, los sistemas de reproducción, la producción de semillas, la dispersión y germinación de semillas, además del estado de regeneración natural. También se describe el crecimiento de los árboles, el reclutamiento, la mortalidad y el stock de biomasa disponible.

Acerca del manejo de los bosques se describe en primer lugar el potencial forestal que

tienen estos bosques tanto en lo maderable como en lo no maderable. En segundo lugar se analizan los resultados de la aplicación de tratamientos silviculturales, principalmente enfocados a los daños producidos, los efectos de la liberación de bejucos y árboles competidores. Cada capítulo ha sido alimentado con una buena revisión bibliográfica no solo de lo obtenido en el país, sino también complementado con las experiencias obtenidas en otros sitios.

Esperamos que este libro no solo sea una referencia sobre ecología, manejo y aplicación de silvicultura en bosques tropicales de nuestro país, sino que sea también un instrumento para tomar mejores decisiones relacionadas al manejo forestal.

CAPÍTULO

2

Bosque Seco Chiquitano

Introducción

Los bosques secos tropicales se encuentran entre los ecosistemas en mayor riesgo en el mundo (Hoekstra *et al.* 2005; Janzen 1986). La mayoría de los bosques secos remanentes se encuentra ubicada en México y en Bolivia (Janzen 1986), con el área más grande en este último país (Killeen *et al.* 2006; Parker *et al.* 1993), siendo además éste uno de los bosques biológicamente más diversos en el mundo (Parker *et al.* 1993). Hasta los noventas, el bosque seco tropical de Bolivia estaba en su mayor parte intacto, pero las tasas de conversión de estos bosques a cultivos de soya y producción de ganado se han incrementado en la última década (Killeen *et al.* 2007; Rojas *et al.* 2003). Consecuentemente, este tipo de bosque sufre altas tasas de deforestación (Killeen *et al.* 2007; Rojas *et al.* 2003) y ha registrado una de las mayores incidencias de incendios forestales en el país (Resnikowski y Wachholtz 2007).

En Bolivia el bosque seco se encuentra ubicado en el departamento de Santa Cruz, específicamente en cinco provincias: Chiquitos, Velasco, Ñuflo de Chávez, Germán Busch y Ángel Sandóval, mas parte de Chuquisaca, el norte de La Paz (Parque

Nacional Madidi) y los bosques secos del río Tuichi (Cayola *et al.* 2005), cubriendo de esta manera la mayor parte de la región conocida como la Chiquitania. Por esta razón este bosque también es conocido como bosque seco chiquitano.

El bosque seco chiquitano tiene una ubicación intermedia entre los bosques de la Amazonia y del Chaco, y por lo tanto, es un área de transición florística donde interaccionan especies comunes de ambas ecorregiones y especies que son exclusivas de este tipo de bosque (Killeen *et al.* 2006). Se caracteriza por ser semideciduo, estando su deciduidad ligada fundamentalmente a la cantidad de meses secos que tiene el área (Justiniano y Fredericksen 2000a). Existe un gradiente de precipitación de norte a sur y de este a oeste, con menos precipitación al sureste y mayor precipitación en el noroeste. En promedio la precipitación anual varía entre 950 y 1350 mm/año y la duración de la época seca varía entre 5 a 6 meses (Figura 2.1). La mayor parte del bosque seco chiquitano se encuentra sobre el escudo precámbrico, caracterizado por una topografía ondulada con una delgada capa de suelo superficial. Generalmente los suelos son oxisoles derivados de *gneis* u otras rocas graníticas. Su elevación varía entre 400 a 600 m s.n.m.

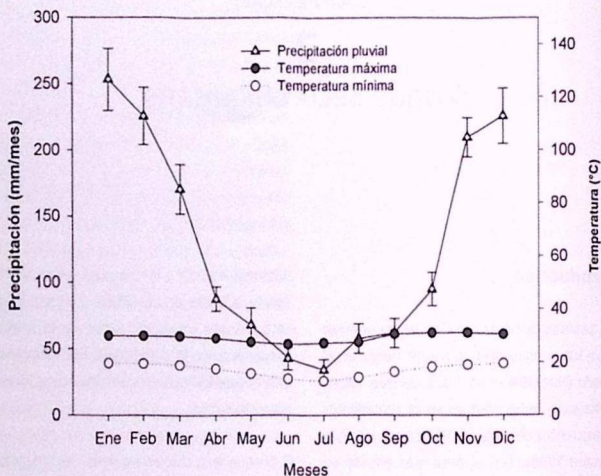


Figura 2.1. Promedios de temperaturas máximas y mínimas, y precipitación pluvial ($\pm$ error estándar) de la Localidad de Concepción, Santa Cruz, Bolivia.

El presente estudio reporta información sobre las características ecológicas principales que tiene este tipo de bosque, además de algunos resultados de manejo y silvicultura. Asimismo, se describe la diversidad, estructura, dinámica del bosque (fenología, regeneración natural, crecimiento, mortalidad, reclutamiento y el stock de biomasa existentes), y las respuestas de estos parámetros a los tratamientos silviculturales. Por otro lado se presenta información sobre el potencial forestal que tiene esta formación boscosa en términos de productos maderables y no maderables.

La mayor parte de la información analizada en este capítulo proviene de las parcelas del

Programa de Investigación Silvicultural de Largo Plazo (PILSLP) ubicadas en la propiedad privada de la empresa INPA Parket Ltda. (INPA de aquí en adelante). INPA cuenta con 30.000 ha y se encuentra a 30 km al sudeste de Concepción (Figura 2.2). El ciclo de corta para el manejo de bosque del INPA es de 25 años y toda su área ha sido certificada por el Consejo Mundial de Manejo Forestal (FSC, por sus siglas en inglés) como una de las áreas forestales mejor manejadas. Algunos de los resultados provienen de datos obtenidos de las parcelas convencionales (de 1 ha) ubicadas en diferentes áreas bajo manejo forestal en el bosque seco chiquitano.

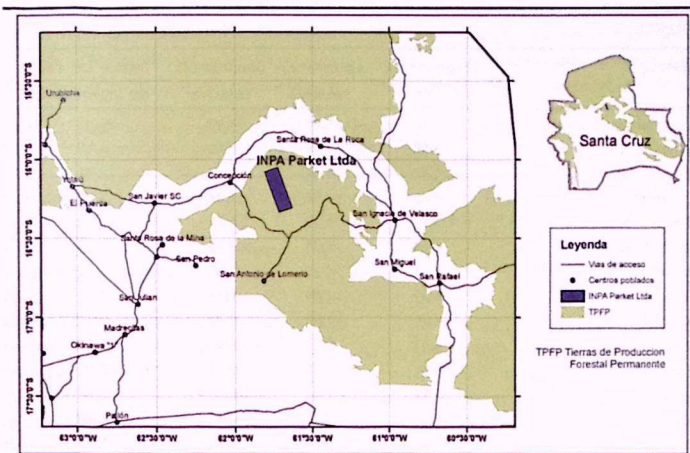


Figura 2.2. Mapa de ubicación de la propiedad INPA Parket dentro del departamento de Santa Cruz. La mancha verde claro es toda el área de producción forestal que tiene Santa Cruz.

Diversidad de especies

Composición florística e importancia ecológica

El bosque seco Chiquitano es una de las 14 ecorregiones presentes en Bolivia (Ibisch y Mérida 2003), con aproximadamente 125.000 km² de superficie (Killeen *et al.* 2006), aunque otros autores mencionan que puede tener mayor superficie (FCBC 2003). Este bosque alberga a un conjunto de especies que resultan interesantes desde el punto de vista biogeográfico (Navarro y Ferreira 2004; Navarro y Maldonado 2002), ecológico y comercial (SF 1999).

Las familias que aportan la mayor cantidad de especies y que tienen un alto valor de importancia en estos bosques son Leguminosae, Rutaceae, Anacardiaceae, Moraceae, Meliaceae, Bignoniaceae,

Phytolaccaceae, Nyctaginaceae, Combretaceae y Ulmaceae (Killeen *et al.* 1993).

La familia con mayor importancia ecológica del bosque seco chiquitano es Leguminosae, misma que presenta un valor del 48% por ser la más frecuente, abundante y dominante dentro de la estructura del bosque, seguida de otras familias como Nyctaginaceae, Flacourtiaceae, Bombacaceae y Apocynaceae, que no superan el 5% (Tabla 2.1). Estas mismas familias fueron mencionadas por otros investigadores como las de mayor importancia ecológica dentro del bosque, ya sea por su alta abundancia, frecuencia o dominancia, o como las que más aportan en la fisonomía, tanto a nivel general como en otros sectores de la Chiquitania de Santa Cruz (Claros y Licona 1995a; Ibisch y Mérida 2003; Killeen *et al.* 1993; Killeen *et al.* 1998; Uslar *et al.* 2004; Uslar 1997).

Tabla 2.1. Índices de valor de importancia de las principales familias de especies arbóreas del bosque seco chiquitano

Familia	Frecuencia relativa	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Índice de valor de importancia
Leguminosae	5.80	65.58	73.90	48.42
Bombacaceae	5.80	3.39	5.42	4.87
Apocynaceae	5.80	5.48	3.18	4.82
Nyctaginaceae	5.80	.35	2.34	4.50
Flacourtiaceae	5.80	5.33	1.65	4.26
Bignoniaceae	4.89	1.28	3.50	3.23
Rubiaceae	5.62	1.59	0.65	2.62
Ulmaceae	4.35	1.09	1.19	2.21
Rutaceae	4.71	1.39	0.41	2.17
Anacardiaceae	4.35	0.72	1.43	2.17
Boraginaceae	5.07	0.75	0.27	2.03
Myrtaceae	3.99	1.04	0.80	1.94
Sapindaceae	4.53	0.75	0.37	1.88
Combretaceae	2.72	0.97	1.10	1.60
Annonaceae	3.99	0.52	0.19	1.56
Capparaceae	2.17	1.11	0.77	1.35
Tiliaceae	3.08	0.61	0.33	1.34
Meliaceae	3.08	0.22	0.12	1.14
Celastraceae	2.72	0.17	0.06	0.98
Phytolaccaceae	1.09	0.66	1.00	0.91
Otras Familias	14.67	1.99	1.31	5.99
Total	100.00	100.00	100.00	100.00

Estudios realizados en bosques secos o subhúmedos del suroeste y noroeste de Bolivia coinciden con los resultados obtenidos, ya que muestran a la familia Leguminosae como la de mayor peso ecológico (Caballero y Jørgensen 2005; Cayola *et al.* 2005; Serrano 2003; Villarroel 2007). Sin embargo, bosques con características de humedad mayores a las del bosque seco Chiquitano, muestran a la Leguminosae como una familia con un valor de importancia ecológica menor al 10% (Bascopé y Jørgensen 2005; Cabrera-Condarco 2005; Gil 1997; Quintana 2005; Villegas *et al.* 2008a), por lo que sería la que representa mejor las características más importantes del bosque seco Chiquitano.

La especie con mayor importancia ecológica del bosque Chiquitano de penillanura es el tasaá (*Acosmium cardenasii*), siendo la más frecuente, abundante y dominante, con una acumulación del 24% del valor total (Tabla 2.2). También se puede observar que las seis primeras especies pertenecen a la familia Leguminosae, mismas que son las de mayor importancia ecológica dentro del bosque y acumulan más del 40% del peso ecológico de todas las especies que componen el bosque seco Chiquitano. Aparte de tasaá, se puede citar a curupaú (*Anadenanthera macrocarpa*), momoqui (*Caesalpinia pluviosa*), tarara amarilla (*Centrolobium microchaete*), moradillo (*Machaerium acutifolium*) y

Piptadenia viridiflora. Otras especies como picana negra (*Cordia alliodora*), tajibo morado (*Tabebuia impetiginosa*), toborochi (*Ceiba speciosa*), cuta (*Phyllostylon rhamnoides*) y

morado (*Machaerium scleroxylon*) son parte de las principales 20 especies de mayor peso ecológico y son mencionadas también por Iltis y Mérida (2003) y Killeen *et al.* (1993).

Tabla 2.2. Índices de valor de importancia y valores relativos de frecuencia, abundancia y dominancia de las principales 20 especies arbóreas del bosque seco chiquitano

Especie	Familia	Frecuencia relativa	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Índice de valor de importancia
<i>Acosmium cardenasii</i>	Leguminosae	2.95	36.75	33.97	24.56
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Leguminosae	2.95	4.02	8.85	5.27
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Leguminosae	2.77	5.20	6.20	4.72
<i>Centrolebium microchaete</i>	Leguminosae	2.86	3.77	6.51	4.38
<i>Machaerium acutifolium</i>	Leguminosae	2.95	5.00	3.80	3.92
<i>Piptadenia viridiflora</i>	Leguminosae	2.95	3.82	4.29	3.69
<i>Ceiba speciosa</i>	Bombaceae	2.86	3.07	4.48	3.47
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Flacourtiaceae	2.95	5.33	1.65	3.31
<i>Neea cf. steimbachii</i>	Nyctaginaceae	2.95	4.95	1.38	3.09
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	Apocynaceae	2.86	2.99	2.06	2.64
<i>Sweetia fruticosa</i>	Leguminosae	2.95	2.12	2.24	2.44
<i>Copaifera chodatiana</i>	Leguminosae	2.58	0.83	3.59	2.34
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Apocynaceae	2.67	2.30	1.05	2.01
<i>Simira rubescens</i>	Rubiaceae	2.86	1.54	0.63	1.68
<i>Machaerium scleroxylon</i>	Leguminosae	2.21	0.68	2.14	1.68
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Bignoniaceae	2.12	0.80	2.03	1.65
<i>Acacia</i> sp.	Leguminosae	2.49	0.93	0.38	1.27
<i>Galipea ciliata</i>	Rutaceae	2.21	1.24	0.34	1.27
<i>Phyllostylon rhamnoides</i>	Ulmaceae	1.66	0.96	1.14	1.25
<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	2.58	0.75	0.27	1.20
Otras Especies		46.58	12.93	13.00	24.17
Total		100.00	100.00	100.00	100.00

Cabe resaltar que ninguno de los autores anteriormente citados menciona a *Acosmium cardenasii* como la especie más importante y abundante, ni en este estudio ni en un estudio del diagnóstico del potencial forestal realizado en la zona de Lomerío (IBIF 2009, datos no publicados). Autores como Mostacedo *et al.* (2003), Pinard *et al.* (1999) y la Superintendencia Forestal (1999), indican que *Anadenanthera macrocarpa* y *Caesalpinia pluviosa*, son las especies con mayor

abundancia y área basal dentro del bosque seco chiquitano. Sin embargo, las variaciones en los valores de abundancia, frecuencia y dominancia dependen generalmente de las características abióticas, principalmente de las edáficas, puesto que por ejemplo, en zonas con suelos un poco más húmedos se pueden observar entre otras grandes poblaciones de ajo ajo (*Gallesia integrifolia*) (Jardim *et al.* 2003; Mostacedo *et al.* 2003) y aguái (*Chrysophyllum gonocarpum*), o como

cuta (*Phyllostylon rhamnoides*) que es una de las más abundantes en el Jardín Botánico de Santa Cruz (Uslar *et al.* 2004; Uslar 1997) y los bosques secos de Tuichi en La Paz (Cayola *et al.* 2005), teniendo como condiciones óptimas suelos pesados, ya sean estos neutros o salinos (Mostacedo *et al.* 2003).

Riqueza de especies

La determinación de la riqueza arbórea del bosque seco Chiquitano consistió en la cuantificación de el número de especies, géneros y familias encontradas en las parcelas de PSILP ubicadas en la propiedad privada de INPA. Asimismo, se realizaron curvas de área vs. número de especies tanto con los datos observados como con las estimaciones realizadas, usando dos métodos de estimación: Chao 1 (Chao 1984) y Bootstrap (Palmer 1990).

En las parcelas de INPA se encontraron para árboles > 10 cm de DAP un total de 104 especies, las cuales se distribuyen en 35 familias y 80 géneros. El promedio de número de especies por ha es 34 (± 1.04), con un mínimo de 25 especies y un máximo de 50 especies. Estas fluctuaciones en la riqueza de especies se deben probablemente a variaciones edáficas y fisiográficas en las que el bosque se desarrolla. El número promedio de especies encontrado en INPA es similar al promedio encontrado en el bosque seco del Jardín Botánico de Santa Cruz (Saldías 1991; Uslar *et al.* 2004) y Lomerio (Killeen *et al.* 1998), pero es menor a los valores encontrados en el bosque Chiquitano de la parte sub-andina de Santa Cruz (Villarroel 2007), y bosques secos del Parque Madidi (Cayola *et al.* 2005). La mayor riqueza de especies reportada en los dos últimos estudios

podría deberse a la influencia de la composición florística de los bosques con los cuales interactúan (tucumano-boliviano y yungas, respectivamente). Otras investigaciones realizadas en los bosques tucumano-boliviano del sur de Bolivia presentan generalmente una riqueza de especies inferior al de los bosques Chiquitanos (Gil 1997; Serrano 2003), excepto por los reportados por Caballero y Jørgensen (2005). Asimismo, todos estos estudios indican que los bosques secos del país tienen un menor número de especies que los bosques húmedos del norte y noroeste de Bolivia (Bascopé y Jørgensen 2005; Cabrera-Condarcó 2005; Quintana 2005; Vargas 1996; Vargas *et al.* 1994) (Tabla 2.3).

La familia con mayor riqueza de especies en los bosques secos chiquitanos de las peniplanicies del oriente boliviano fue Leguminosae, tanto en cantidad de géneros como en especies, dejando muy por debajo a las otras familias presentes en estos bosques (Figura 2.3). Comparando las familias con mayor riqueza de especies del bosque chiquitano de las peniplanicies con otros estudios realizados en la Chiquitania y bosques secos similares al este de Bolivia (Cayola *et al.* 2005; Fuentes *et al.* 2004; Killeen *et al.* 1993; Killeen *et al.* 2006; Killeen *et al.* 1998; Saldías 1991; Uslar *et al.* 2004; Uslar 1997; Villarroel 2007), los resultados de estos en cuanto a riqueza son similares a los determinados en este estudio, excepto para familias como Combretaceae, Phytolaccaceae, Ulmaceae y Bignoniaceae, las cuales se mencionan como características de estos bosques (Killeen *et al.* 1993) pero que poseen una baja riqueza según los resultados obtenidos en el bosque estudiado.

Tabla 2.3. Comparación del número de individuos, especies y valores de diversidad de Margalef del bosque Chiquitano y otros bosques de Bolivia.

¹=Vargas et al. (1994), ²=Cabrera-Condorco (2005), ³=Bascopé y Jorgensen (2005), ⁴=Quintana (2005), ⁵=Vargas 1996, ⁶=Cayola et al. 2005, ⁷=Uslar, ⁸=Uslar et al. 2004, ⁹=Killeen et al. 1998, ¹⁰=Gil (1997), ¹¹=Caballero y Jorgensen (2005), ¹²=Serrano (2003).

Lugar	Bosque	Densidad (Ind/ha)	Nro de Especies	Índice de Margalef
Perseverancia, Beni ¹	Bosque Húmedo de Llanura	597	96	14.86
Mamacona, Madidi, La Paz ²	Bosque Montano Húmedo	858	101	14.80
Río Chiriuno, Madidi, La Paz ³	Bosque Montano Húmedo	692	82	12.39
Río Hondo, Madidi, La Paz ⁴	Bosque Montano Húmedo	505	134	21.37
Parque Amboró, Santa Cruz ⁵	Bosque Montano Húmedo	731	50	7.43
Valle de Tuichi, Madidi, La Paz ⁶	Bosque Seco Subandino Yungueño	694	51	7.64
INPA PARKET, Santa Cruz	Bosque Semideciduo Chiquitano	431	34	5.42
Jardín Botánico, Santa Cruz ⁷	Bosque Semideciduo Chiquitano	549	31	4.76
Jardín Botánico, Santa Cruz ⁸	Bosque Semideciduo Chiquitano	503	28	4.34
Las Trancas, TCO Lomerío, Santa Cruz ⁹	Bosque Semideciduo Chiquitano	437	35	5.59
Cerro La Centinela, Santa Cruz ¹⁰	Bosque Tucumano-Boliviano Húmedo	580	28	4.24
Cerro La Centinela, Santa Cruz ¹⁰	Bosque Tucumano-Boliviano Húmedo	670	20	2.92
Cerro La Centinela, Santa Cruz ¹⁰	Bosque Tucumano-Boliviano Húmedo	722	16	2.28
La Peña, Chuquisaca ¹¹	Bosque Tucumano-Boliviano Subhúmedo	408	39	6.32
Serranías del Ñaño, Chuquisaca ¹²	Bosque Tucumano-Boliviano Subhúmedo	486	17	2.59
Serranías del Ñaño, Chuquisaca ¹²	Bosque Tucumano-Boliviano Subhúmedo	498	22	3.38
Serranías del Ñaño, Chuquisaca ¹³	Bosque Tucumano-Boliviano Subhúmedo	552	25	3.80
Serranías del Ñaño, Chuquisaca ¹³	Bosque Tucumano-Boliviano Subhúmedo	697	24	3.51
Serranías del Ñaño, Chuquisaca ¹³	Bosque Tucumano-Boliviano Subhúmedo	458	23	3.59
Yerbabuenal, Chuquisaca ¹¹	Bosque Tucumano-Boliviano Subhúmedo	441	42	6.73

Curvas especies vs. área

Las curvas de acumulación de número de especies vs. área indican que las 104 especies encontradas en las 32 ha muestreadas en INPA representan entre el 90-91 % de la riqueza de especies en total estimadas para el bosque Chiquitano de las peniplanicies. Los índices de Bootstrap y CHAO1 estiman el número total de especies para este tipo de bosque en 114 y 116 especies, respectivamente (Figura 2.4), a pesar de que otros autores mencionan que encontraron hasta 124 especies arbóreas (Killeen et al. 1998).

El número total de especies en este tipo de bosque será menor si es que no se consideran especies típicas de otros ecosistemas o biomas. Estas pueden ser denominadas oportunistas, y entre ellas se puede mencionar a: espino blanco (*Acacia albicorticata*), almendro de la Chiquitania (*Dipteryx alata*), jichituriqui blanco (*Aspidosperma subincanum*), pototo (*Astronium fraxinifolium*), cacha (*Agonandra brasiliense*) y mururé (*Brosimum gaudichaudii*), que son consideradas como especies típicas del Cerrado, (Ibisch y Mérida 2003; Killeen et al. 1993; Navarro y Ferreira 2004; Navarro y Maldonado 2002). El Cerrado

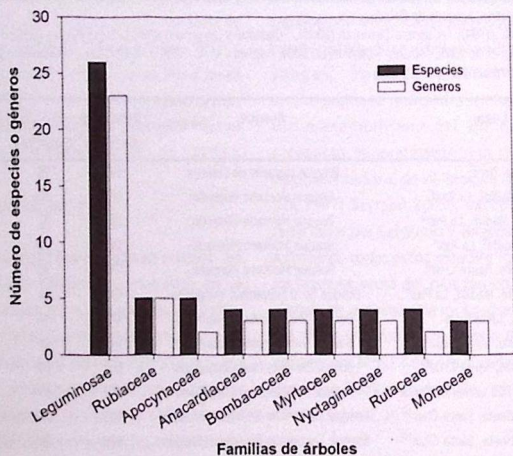


Figura 2.3. Número de géneros y especies de las 10 familias con mayor riqueza del bosque seco chiquitano.

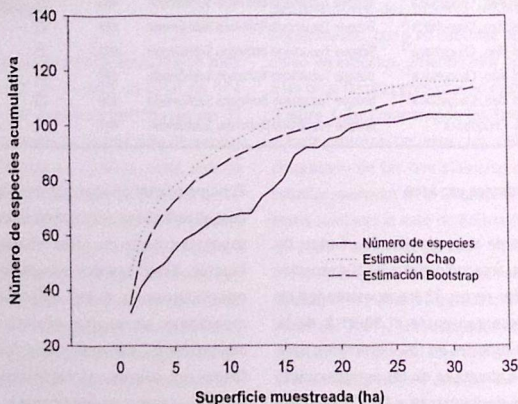


Figura 2.4. Curvas de acumulación especies vs. área, y sus estimaciones de riqueza según los estimadores de Chao 1 y Bootstrap.

es un ecosistema con el cual el bosque seco Chiquitano comparte su distribución espacial e histórica en Bolivia. Las especies anteriormente nombradas, si bien pueden

encontrarse dentro del bosque seco Chiquitano, aportan poco a la estructura horizontal y vertical del mismo.

Diversidad de especies

Debido a que la diversidad es el resultado del complejo del número de especies (riqueza) y el número de individuos por especie (abundancia) (Magurran 2003; Moreno 2001; Mostacedo y Fredericksen 2000), es que se decidió utilizar los índices de diversidad más comunes: índice de Shannon e índice de Margalef.

El índice de Shannon (H') con su índice de equidad de Pielou (J), está representado por las siguientes ecuaciones:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

$$J = H' / \ln S$$

Donde:

p_i = Proporción del total de individuos por especie

$\ln$ = Logaritmo natural

S = Número de especies por parcela

También se utilizó el índice de Margalef (Magurran 2003; Moreno 2001), para poder comparar la diversidad del bosque seco Chiquitano con otras zonas de Bolivia. Este índice tiene la siguiente ecuación:

$$D = S - 1 / \ln N$$

Donde:

S = número total de especies

$\ln$ = logaritmo natural

N = número total de individuos

El índice de diversidad de Shannon obtenido para el bosque seco Chiquitano es bajo (2.47 ± 0.05) (Tabla 2.4), si se compara con los valores encontrados para los bosques

amazónicos y bosques del preandino norte (Villegas *et al.* 2008a), cuyos valores oscilan entre los 3.4-3.6 (Bergmans y Vroomans 1995; Poma 2007).

Según el índice de Margalef, la diversidad calculada para el bosque seco Chiquitano es de 5.42 (Tabla 2.4). Este valor es mayor que el encontrado para el bosque Chiquitano del jardín botánico de Santa Cruz (Uslar *et al.* 2004; Uslar 1997) y los bosques tucumano-boliviano del suroeste de Bolivia (Bascopé y Jørgensen 2005). Sin embargo, el bosque seco en INPA tiene un índice de Margalef menor a los encontrados en los bosques húmedos del norte y noroeste del país (Bascopé y Jørgensen 2005; Cabrera-Condarcó 2005; Quintana 2005; Vargas 1996; Vargas *et al.* 1994, Tabla 2.4).

Similitud de especies

A nivel regional la similitud de especies entre un lugar a otro es bajo, lo cual indica una alta diversidad beta. Análisis de colecciones botánicas realizadas por algunos autores muestran que la Chiquitania tiene una alta diversidad beta, ya que su composición varía de lugar a lugar (Killeen *et al.* 2006). En la zona norte de Santa Cruz hay una combinación con especies del bosque amazónico, mientras que en la zona sur la combinación se da con especies del Chaco. Asimismo, subiendo las montañas la combinación se da con especies del bosque nublado. De igual manera, los bosques secos se encuentran en una serie de tipos de suelos.

Al comparar la similitud de especies entre las parcelas PISLP de INPA mediante el índice de Sorensen, se encontró una gran homogeneidad en la composición arbórea

Tabla 2.4. Valores de diversidad determinados para el bosque Chiquitano de peniplanicies.

Índices	Promedio	Máximo	Mínimo
Shannon (H)	2.47 ($\pm$ 0.05)	3.05	1.50
Margalef	5.42 ($\pm$ 0.17)	3.90	7.90
Equidad de Pielou (J)	0.70 ($\pm$ 0.01)	0.82	0.56

cualitativa (similitud de parcelas fue mayor al 50%). Sólo una parcela (subparcela #15) presenta un similitud menor al 50 %, esto debido a la presencia de especies típicas de bosques más húmedos como: huevo de perro (*Tabernaemontana cymosa*), leche leche (*Sapium glandulosum*), ambaibo (*Cecropia concolor*), yesquero blanco (*Cariniana ianeirensis*), mururé (*Brosimum gaudichaudii*) y espino blanco (*Acacia albicorticata*).

Especies indicadoras

Entre las especies que caracterizan al bosque seco Chiquitano de la peniplanicie se pueden distinguir a: tasaá (*Acosmium cardenasii*), cusé (*Casearia gossypiosperma*), momoqui (*Caesalpinia pluviosa*), moradillo (*Machaerium acutifolium*), morado (*M. scleroxylon*), curupaú (*Anadenathera macrocarpa*), cari cari (*Piptadenia viridiflora*), tarara amarilla (*Centrolobium microchaete*), cuta (*Phyllostylon rhamnoides*), toborochi (*Ceiba speciosa*), *Aspidosperma tomentosum*, *A. cylindrocarpon*, pacobillo (*Capparis coimbrana*), maní (*Sweetia fruticosa*), cuchi (*Astronium urundeuva*), soto (*Schinopsis brasiliensis*) y cedro (*Cedrela fissilis*). Si bien este conjunto de especies es el que se encuentra frecuentemente y caracteriza a estos bosques, no restringe su distribución a este ecosistema; por el contrario, la mayoría de especies se encuentra a lo largo de todos los bosques secos del neotrópico (Navarro y Maldonado 2002).

En Bolivia varias de las especies nombradas forman parte de los bosques tucumano-boliviano del piso inferior (Navarro y Ferreira 2004; Navarro y Maldonado 2002; Serrano 2003; Villarroel 2007), bosque seco subandino yungueño (Cayola et al. 2005; Fuentes et al. 2004), chaco serrano (Ibisch y Mérida 2003; Killeen et al. 1993) y algunas otras zonas del chaco (Navarro y Ferreira 2004; Navarro y Maldonado 2002). Sin embargo, la importancia de estas especies en términos de densidad varía entre las comunidades vegetales nombradas.

Estructura del bosque

Densidad

La densidad de individuos calculado para el bosque Chiquitano en este estudio fue de 431 ($\pm$ 11) individuos/ha, con un rango que osciló entre 529 (valor máximo) y 262 individuos/ha (valor mínimo) para árboles mayor a 10 cm de DAP, y con un promedio de 176 ($\pm$ 5.51) individuos/ha para árboles mayores $\geq$ a 20 cm, los cuales representan el 49 % del total de individuos calculados, con rangos entre 237 y 113 individuos/ha.

El promedio de árboles $\geq$ a 10 cm de DAP obtenido fue similar al estimado por Killeen et al. (Killeen et al. 1998), para los bosques Chiquitanos de Las Trancas (Lomerío), siendo superior al determinado por Claros y Licona (1995b) para los bosques de la zona de

Lomerío, pero inferior a la densidad de árboles reportados para el bosque Chiquitano del Jardín Botánico de Santa Cruz (Uslar *et al.* 2004; Uslar 1997), esto tal vez debido a que el área donde se levantó la información en el Jardín Botánico está ubicada en una zona de transición chiquitano-chaqueño (Uslar *et al.* 2004). Comparando la densidad obtenida para el bosque seco Chiquitano con otros tipos de bosques del norte, noroeste y suroeste de Bolivia tales como el bosque húmedo de llanura, montano y tucumano-boliviano, estos presentan valores superiores a los determinados en este estudio (Caballero y Jørgensen 2005; Cabrera-Condarco 2005; Cayola *et al.* 2005; Gil 1997; Quintana 2005; Soares *et al.* 2006; Vargas *et al.* 1994), excepto por los reportados por Caballero y Jørgensen (2005) para los bosques subhúmedos tucumano-boliviano del piso inferior, los cuales tienen elementos florísticos similares al de los bosques Chiquitanos y otros bosques secos de Bolivia.

Área basal

El área basal estimada para el bosque Chiquitano de las penillanuras del oriente boliviano es de $19.42 \text{ m}^2/\text{ha}$ (± 0.62 ; $\text{max}=27.00 \text{ m}^2/\text{ha}$; $\text{min}=12.12 \text{ m}^2/\text{ha}$) para árboles $> 10 \text{ cm}$ de DAP, y de $15.33 \text{ m}^2/\text{ha}$ (± 0.56) para árboles $> 20 \text{ cm}$ de DAP, dato que representa al 79 % del área basal total estimado para los árboles del bosque Chiquitano. Estos resultados indican que, si bien los árboles $< 20 \text{ cm}$ de DAP representan al 51 % de individuos de todo el bosque, el área basal que acumulan es sólo del 21 %, por lo que la mayoría de los árboles serían de fustes delgados.

Otros sectores del bosque seco chiquitano, como la zona de Lomerío, presentan valores superiores al promedio en este estudio, puesto que Killeen *et al.* (1998) calculó un total de $27 \text{ m}^2/\text{ha}$, y el IBIF (2009, datos no publicados) en un estudio del diagnóstico del potencial forestal de la misma zona, promedió $15.5 \text{ m}^2/\text{ha}$ para árboles $> 20 \text{ cm}$ de DAP, datos que serían similares a los estimados en este estudio.

Al comparar estos valores calculados con los obtenidos en otros bosques de Bolivia, los bosques secos chiquitanos tendrían un área basal bajo (Bascopé y Jørgensen 2005; Caballero y Jørgensen 2005; Cayola *et al.* 2005; Gil 1997; Quintana 2005; Serrano 2003), aún cuando las condiciones climáticas (precipitación y temperatura media) sean similares y con cierta afinidad florística (Caballero y Jørgensen 2005; Cayola *et al.* 2005; Serrano 2003).

Estructura horizontal y vertical

La acumulación de individuos, tanto en la estructura horizontal como vertical distribuida en clases o rangos (Figura 2.5), muestra un patrón de mayor acumulación de árboles en las clases menores, para luego ir disminuyendo gradualmente a medida que los rangos de las clases se incrementan. La distribución llega a formar una "J" invertida, la cual representa el equilibrio de las diferentes etapas de desarrollo del bosque, de esta manera las comunidades vegetales están preparadas para los procesos continuos de disturbios, regeneración, competencias intra e interespecíficas y mortalidad (Lamprecht 1990).

Sin embargo, dentro de las estructuras horizontales y verticales de cada especie, algunas están mejor representadas en algunas clases. Esto se debe principalmente a características o exigencias que tiene cada especie. Por ejemplo, *Anadenanthera*

macrocarpa está representada en las clases intermedias y altas mientras que otras como *Neea* cf. *steimbachii* limitan su distribución a las clases más bajas, y *Acosmium cardenasii* está bien representada en todas las clases.

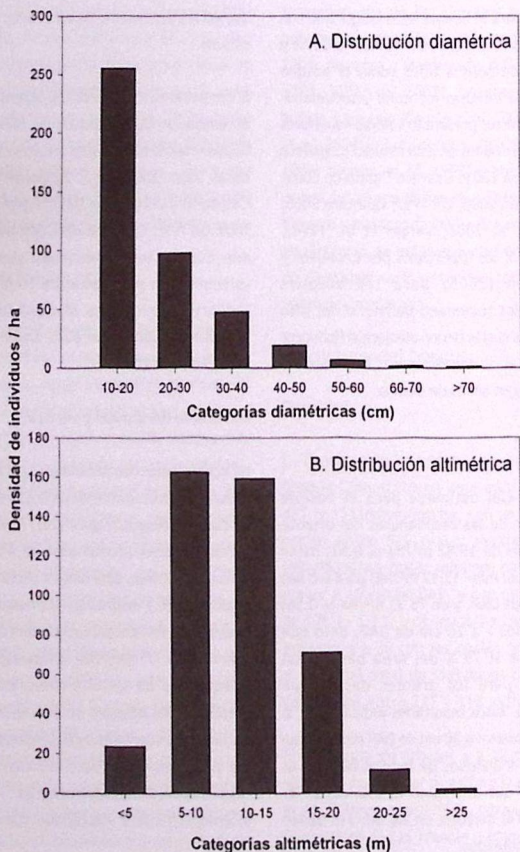


Figura 2.5. Distribución diamétrica (A) y altimétrica (B) del bosque seco chiquitano

Infestación de bejucos

Los bejucos son un grupo de plantas que utiliza otras plantas para sustentarse y alcanzar el dosel. Los bejucos generalmente conviven en el bosque con los árboles, pero cuando son demasiados pueden ser perjudiciales para el desarrollo normal de los árboles. Debido a su alta tasa de crecimiento y producción de hojas, los bejucos se consideran mejores competidores que los árboles especialmente en la captación de radiación solar (Putz 1980). También reducen la capacidad de producción de frutos de los árboles infestados (Stevens 1987).

En el bosque seco chiquitano, según estudios realizados, el 75% de los árboles tiene por lo menos un bejuco y de este total el 40% tiene la copa totalmente infestada (Carse *et al.* 2000). A pesar de tener sus variaciones, este tipo de bosque tiene una considerable infestación de bejucos. Cabe destacar que existe una proporción considerable de ellos que se encuentran en el sotobosque.

Dinámica del bosque

Fenología

El bosque seco chiquitano se caracteriza por ser deciduo durante la época seca debido a que la mayoría de las especies del dosel pierden sus hojas. Durante esta época el sotobosque puede recibir hasta el 30-40% de luz, mientras que en la época de lluvia solo recibe entre 3-5% de luz (Mostacedo 2007). El periodo cuando el bosque parece más abierto por la caída de hojas oscila entre los meses de julio y agosto (Justiniano y Fredericksen 2000b). Si bien un porcentaje alto de especies arbóreas tumba sus hojas

completamente, existe un porcentaje pequeño que lo hace parcialmente (Tabla 2.5). Inclusive las especies que son siempre verdes renuevan sus hojas en la época seca pero de una manera gradual.

La floración y fructificación de especies arbóreas se inicia en dos fases. Hay un grupo grande que lo hace a finales de la época seca (agosto a octubre) y un grupo pequeño que lo hace en la época de lluvias (enero a febrero). Los picos de fructificación generalmente se realizan un mes después de la floración.

La mayoría de las especies tienen floración / fructificación continua (Newstrom *et al.* 1994), es decir una vez cada año, aunque hay varias especies que florecen/fructifican cada 2-3 años (Tabla 2.5). Algunas especies anuales tienen una floración corta (de dos a tres semanas, por ejemplo: tajibos y toborochi), mientras que otras pueden florecer en un periodo de tiempo más largo. Los frutos crecen después de 2-6 meses, dependiendo de la especie (Tabla 2.5).

Sistemas de reproducción y producción de semillas

En esta sección se analizan las diferentes estrategias de reproducción y producción de semillas que tienen las especies arbóreas del bosque seco chiquitano. La mayoría de las especies (91%) son hermafroditas, es decir con ambos sexos en la misma flor. Como ejemplo de especies hermafroditas se tiene a todas las leguminosas, que representan casi el 40% de las especies maderables listadas. El cuchi (*Astronium urundeuva*) es una de las pocas especies dioicas existentes en el bosque seco chiquitano, esto significa que

Tabla 2.5. Características reproductivas de especies arbóreas del bosque seco en Chiquitano en Bolivia.

Especies	Familia	Nombre vulgar	Tipo de dispersión	Frecuencia de floración/ fructificación*	Época de fructificación	Época de dispersión	Pérdida total de hojas
<i>Acosmium cardenasii</i>	Fabaceae	Tasaá	Viento	Continua	Mar-Ago, Oct-Feb	May-Sep, Feb	No
<i>Amburana cecarensis</i>	Fabaceae	Roble	Viento	Annual	Jun-Ago	Sep	Si
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Mimosaceae	Curupú	Gravedad	Annual	Mar-Sep	Jul-Oct	Si
<i>Aspidosperma rigidum</i>	Apocynaceae	Jichituriqui	Viento	Annual	Mar-Sep	Sep-Nov	No
<i>Astronium urundeuva</i>	Anacardiaceae	Cuchi	Viento	Annual	Ago-Oct	Oct	Si
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Mimosaceae	Momoqui	Explosiva	Annual	Mar-Sep	Ago-Nov	Si
<i>Capparis prisca</i>	Capparidaceae	Pacobillo	Animal	Annual			No
<i>Cariniana lanieriensis</i>	Lecythidaceae	Yesquero blanco	Viento	Annual	May-Sep	Oct	Si
<i>Cecropia concolor</i>	Cecropiaceae	Ambaibo	Animal	Continua	Oct-Mar	Feb-Mar	No
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae	Cedro	Viento	Annual	Jul-Ago	Ago-Sep	Si
<i>Ceiba samauma</i>	Bombacaceae	Tarara amarilla	Viento	Annual	Jun-Ago	Ago	Si
<i>Centropodium microchaete</i>	Fabaceae	Toborochi	Viento	Annual	Jul-Sep	Jul-Sep	Si
<i>Ceiba speciosa</i>	Bombacaceae	Sirari	Viento	Annual	Abr-Sep	Sep	Si
<i>Copaifera chodatiana</i>	Caesalpinaceae	Picana negra	Gravedad	Annual	Mar-Sep	Jul-Oct	No
<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	Ajo ajo	Viento	Annual	Jul-Ago	Ago	Si
<i>Galliesia integrifolia</i>	Phytolacaceae	Bl	Viento	Annual	May-Sep	Oct-Nov	Si
<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae	Paquí	Animal	Annual	Dic-Feb	Feb-Mar	Si
<i>Hymenaea courbaril</i>	Caesalpinaceae	Moradillo	Gravedad	Annual	Jul-Oct	Oct-Nov	No
<i>Machaerium cf. acutifolium</i>	Fabaceae	Morado	Viento	Supra-annual	Abr-May	May	No
<i>Machaerium scleroxylon</i>	Fabaceae	Sahuato	Viento	Annual	Dic-Feb	Feb-Mar	Si
<i>Myrcianthes spp.</i>	Myrtaceae	Cuta	Animal	Supra-annual	Jul-Oct	Oct-Nov	No
<i>Phyllostylon rhannoides</i>	Rhamnaceae	Tarara colorada	Viento	Supra-annual	Ene-Feb	Feb	No
<i>Platimiscium ulei</i>	Fabaceae	Ajunao	Viento	Annual	Jul-Ago	Oct	Si
<i>Pterogyne nitens</i>	Caesalpinaceae	Soto	Viento	Annual	Abr-May	May-Ago	Si
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	Anacardiaceae	Azucaró	Viento	Supra-annual	Ago-Sep	Sep	Si
<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	Mani	Animal	Annual	Ene-Feb	Feb	Si
<i>Sweetia fruticosa</i>	Fabaceae	Tajibo morado	Viento	Annual	Oct	Oct-Nov	Si
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Bignoniaceae	Tajibo amarillo	Viento	Annual	Jul	Ago	Si
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Bignoniaceae	Tajibo mono	Viento	Annual	Ago	Sep	Si
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	Bignoniaceae		Viento	Supra-annual	Jun-Jul	Jul	Si

(*) Clasificación hecha por Newstrom et al. (1994). (†) Datos extraídos de Justiniano y Fredericksen (2000a).

tiene los sexos masculino y femenino en diferentes árboles.

La producción de semillas puede ser continua, anual, o supra-anual (Newstrom et al. 1994). En el bosque chiquitano el 81% de las especies tiene una frecuencia de producción de semillas anual. Por ejemplo, el cuchi (*Astronium urundeuva*) y el sirari de la Chiquitania (*Copaifera chodatiana*) son especies que pueden encontrarse fructificando prácticamente todos los años, algunos años más intensamente que otros. Sin embargo, existen otras especies (12.5%) que tienen frecuencias más largas, denominadas supra-anales. Por ejemplo, el morado (*Machaerium scleroxylon*), el roble (*Amburana cearensis*) y el tajibo mono (*Zeyheria tuberculosa*) son especies que producen semillas cada 2-3 años. Lo interesante de esto es que cuando lo hacen, casi el 100% de los árboles produce semillas y es un evento generalizado, debido a ello las semillas se encuentran en todas partes del bosque y en gran cantidad.

En los años donde se tiene producción de semillas, no todos los árboles de una misma especie producen al mismo tiempo (Mostacedo 2007), habiendo inclusive mucha variación entre años. En los períodos con mayor producción de semillas hay especies como el curupaú (*Anadenanthera macrocarpa*), el momoquí (*Caesalpinia pluviosa*) y el tasaá (*Acosmium cardenasii*) que tienen hasta el 90% de los árboles con semillas, mientras que otras especies como el jichituriqui (*Aspidosperma* spp.), el tajibo (*Tabebuia impetiginosa*) y el tarara amarilla (*Centrolobium microchaete*) tienen sólo entre el 20-40% de los árboles con semillas. La variación anual puede ser también dentro de una misma especie, en la cual en el primer

año la producción de semillas puede ser alta en un grupo de individuos, pero en el siguiente año puede ser baja para este mismo grupo, y ser alta para el grupo de individuos que tuvo una producción baja en el primer año.

En relación al tamaño de árboles con capacidad de reproducirse, una gran mayoría de las especies empieza a hacerlo cuando se encuentra entre los 20-40 cm de diámetro (Añez 2005). La probabilidad de encontrar árboles en reproducción puede variar según la especie. Algunas de ellas como el momoquí y el tasaá pueden empezar a reproducirse inclusive con tamaños más pequeños. En el caso del momoquí, cuando llega a los 20 cm la probabilidad de encontrar árboles reproductivos es del 99%; sin embargo, a medida que los árboles aumentan de diámetro, la probabilidad de ser reproductivo tiende a bajar. Se ha encontrado que en árboles de 65 cm de diámetro solo un 45% de ellos está produciendo semillas. En el caso del tajibo mono (*Zeyheria tuberculosa*), los árboles empiezan a fructificar a los 40 cm de DAP, tamaño en el cual existe la probabilidad de encontrar el 34% de los árboles con semillas. A medida que va aumentando el tamaño de los árboles, la probabilidad de ser reproductivo también se incrementa. Por ejemplo, árboles con 80 cm de diámetro tienen el 100% de probabilidad de ser reproductivos (Mostacedo 2007).

Dispersión de semillas

Los bosques secos se caracterizan por tener en su mayoría especies que se dispersan por el viento (Gentry 1993) (Tabla 2.5). De las más de 30 especies maderables del bosque seco consideradas en este análisis, el 76% es de dispersión anemócora, es decir dispersado

por vientos; 12% es dispersado por animales y otro 12% tiene autodispersión.

La dispersión de semillas por el viento tiene un patrón más predecible que el de las dispersadas por animales. Generalmente la cantidad de semillas dispersadas disminuye a medida que uno se aleja de la copa de los árboles madre. En cambio, la dispersión por animales es más aleatoria y depende mucho del comportamiento de los mismos.

Las especies con semillas anemócoras generalmente se dispersan en la época seca, coincidiendo con la existencia de vientos fuertes. A mitad de la época seca (julio) las semillas con dispersión autócora son las que predominan, mientras que las especies anemócoras predominan a final de la época seca (septiembre-octubre). El tiempo de dispersión varía según la especie: sirari de la Chiquitania (*Copaifera chodatiana*), curupaú (*Anadenanthera macrocarpa*), momoqui (*Caesalpinia pluviosa*), picana negra (*Cordia alliodora*), morado (*Machaerium scleroxylon*) y tasaá (*Acosmium cardenasii*) dispersan sus semillas por más de cuatro meses continuos (Mostacedo et al. 2001).

Germinación de semillas

Una vez que las semillas llegan al suelo empiezan a germinar, siempre y cuando encuentren las condiciones adecuadas para hacerlo. La humedad en el suelo, especialmente en la época seca, es uno de los factores limitantes en los bosques secos para la germinación de semillas. La caída de semillas se produce justamente en la época seca (agosto - octubre), cuando no existen las condiciones adecuadas para su germinación. Esto hace que se forme un

banco de semillas que permanece de manera temporal, hasta que se produzcan las primeras lluvias. Al parecer son pocas las especies maderables que tienen la capacidad de formar bancos de semillas por periodos largos.

El porcentaje y la velocidad de germinación de semillas varían entre las especies. Los resultados que se describen a continuación han sido obtenidos en vivero: de las 24 especies incluidas en la prueba, 9 especies tuvieron más del 50% de viabilidad; en el caso de sujo (*Sterculia striata*), aunque su germinación fue retardada, llegó a un 100%. Por otro lado, tarara amarilla (*Centrolobium microchaete*) tuvo menos del 10% de viabilidad. En relación a la velocidad de germinación, paquí (*Hymenaea courbaril*), morado (*Machaerium scleroxylon*), curupaú (*Anadenanthera macrocarpa*), jichituriqui amarillo (*Aspidosperma rigidum*), cuchi (*Astronium urundeuva*), momoqui (*Caesalpinia pluviosa*), y sirari de la Chiquitania (*Copaifera chodatiana*) germinaron en menos de 10 días. Las especies que tardaron en germinar más de 30 días fueron cedro (*Cedrela fissilis*) y tarara amarilla (*Centrolobium microchaete*) (Mostacedo y Fredericksen 2001).

Regeneración natural

La regeneración natural es una parte importante de la dinámica del bosque, ya que este proceso implica el establecimiento de nuevos individuos y por lo tanto puede determinar la composición futura del bosque. Una regeneración adecuada es de gran importancia para el aprovechamiento selectivo de especies maderables y a su vez, con información apropiada acerca de la regeneración natural, es posible mejorar la

sostenibilidad del bosque. Sin embargo, se ha reportado que el 60% de las especies aprovechadas y potenciales en Bolivia tiene problemas de regeneración natural y requiere cierto tipo de manejo para mejorarla (Mostacedo y Fredericksen 1999). En la Chiquitania las limitaciones de regeneración natural son mayores debido a diversos factores abióticos y bióticos.

En términos de la disponibilidad de propágulos, las especies de árboles en la

Chiquitania se regeneran tanto de semillas como de rebrotes (Mostacedo *et al.* 2009). En la Chiquitania central el 50% de las plántulas proviene de semillas y la otra mitad de rebrotes de raíces o tallos (Figura 2.6). También existen casos como el de la tarara amarilla (*Centrolobium microchaete*), que casi en su totalidad se regenera a partir de rebrotes; y tiene apenas un 10% de germinación a partir de semillas (Fredericksen *et al.* 2000).

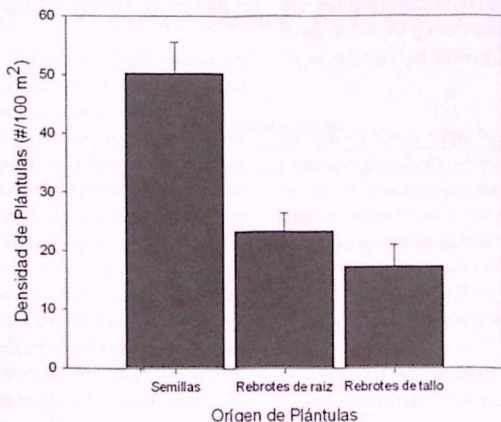


Figura 2.6. Origen de plántulas para 16 especies arbóreas, en un bosque seco chiquitano en la Propiedad INPA Parket, Santa Cruz, Bolivia.

Las especies arbóreas varían en sus requerimientos para regeneración (Mostacedo y Fredericksen 1999). De manera general, se ha encontrado una mayor densidad de plántulas en bosques sin aprovechamiento (Mostacedo 2007; van Andel 2005). Sin embargo, hay mucha variación a nivel de especies: por ejemplo, especies tolerantes a la sombra como *Acosmium cardenasii*,

Phyllostylon rhamnoides y *Gallesia integrifolia*, tienen una mayor abundancia en áreas no perturbadas (van Andel 2005). En cambio, especies demandantes de luz como *Cedrela fissilis*, *Tabebuia impetiginosa*, *Centrolobium microchaete* y *Cordia alliodora*, se regeneran mayormente en sitios abiertos por aprovechamiento forestal.

Se considera que una especie tiene buena regeneración cuando la distribución de clases diamétricas es en forma de "J" invertida. Tomando en cuenta a todas las especies en su conjunto, se puede decir que el bosque seco chiquitano tiene esta característica. Sin embargo, al analizar especies arbóreas que actualmente se comercializan, se encuentran diversos patrones: por ejemplo, *Tabebuia impetiginosa*, *Schinopsis brasiliensis* y *Zeyheria tuberculosa* normalmente tienen problemas de regeneración. Asimismo, *Astronium urundeuva* tiene muchos individuos jóvenes (< a 10 cm de DAP), pero hay muy pocos individuos en las siguientes categorías de tamaño (> 10 cm de DAP) (Killeen *et al.* 1998).

Especies como el tajibo amarillo (*Tabebuia serratifolia*), el roble (*Amburana cearensis*) y el paquió (*Hymenaea courbaril*) tienen distribución en forma de "J" invertida pero su abundancia es muy baja (Villegas *et al.* 2008a).

Crecimiento de árboles

El crecimiento de los árboles (con DAP > 10 cm) en el bosque seco chiquitano es el más bajo entre los bosques de producción forestal del país (Dauber *et al.* 2003). Los árboles del bosque seco chiquitano tienen un incremento diamétrico promedio de 0.19 cm/año (Dauber *et al.* 2005). Este valor de incremento diamétrico se encuentra dentro de los rangos obtenidos en otros bosques secos (Murphy y Lugo 1986; Uslar *et al.* 2004).

A nivel de especies, el crecimiento de árboles es muy variable (Figura 2.7). Este crecimiento puede variar de 0.05 a 0.31 cm/año (Dauber *et al.* 2003). Jichituriqui amarillo

(*Aspidosperma* sp.; 0.05 cm/año) y tajibo morado (*Tabebuia impetiginosa*; 0.09 cm/año) son algunas de las especies que tienen la menor tasa de crecimiento diamétrico, mientras que roble (*Amburana cearensis*) y tarara amarilla (*Centrolobium microchaete*) tienen las tasas de crecimiento más altas (0.31 cm/año). Asimismo, el crecimiento varía con la posición de copa que tiene el árbol y con el grado de infestación de bejucos: la tasa de crecimiento aumenta a medida que la cantidad de luz que recibe la copa aumenta, y a medida que el grado de infestación de bejucos disminuye.

Los árboles de futura cosecha (AFC) son árboles de especies comerciales que tienen un fuste de buena calidad y una buena forma de copa pero que no tienen todavía el diámetro necesario para ser cortados en este ciclo de corta. Si se comparan AFC que crecen en condiciones óptimas de crecimiento (sin bejucos y con luz en las copas) con árboles creciendo en condiciones normales, se encuentra que los AFC tienen una tasa de crecimiento mayor (Figura 2.7), llegando a crecer en promedio 0.26 cm/año, es decir un 38% más que árboles creciendo en condiciones normales (Dauber *et al.* 2005; Villegas *et al.* 2008b) (Figura 2.7). Estos resultados sugieren que puede fomentarse el incremento diamétrico si se aplican tratamientos silviculturales que mejoren la posición de la copa de los árboles y combatan la infestación de bejucos (Dauber *et al.* 2005). Esto ha sido confirmado por otros estudios que se han enfocado exclusivamente a determinar el incremento diamétrico en AFC que han recibido tratamientos silviculturales de liberación (corte de bejucos y anillamiento de árboles competidores) (IBIF 2007; Villegas *et al.* 2008b)

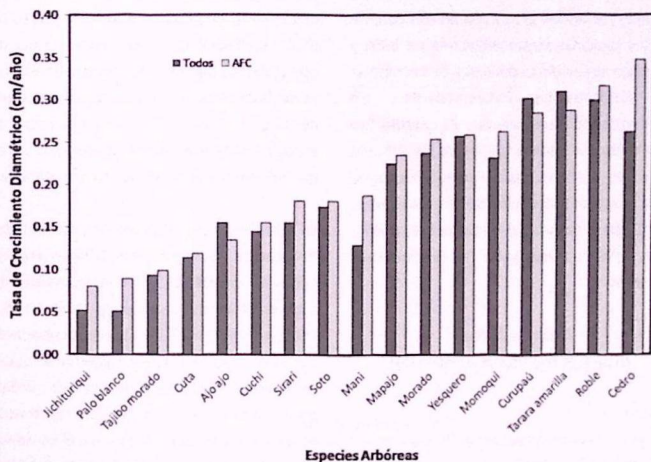


Figura 2.7. Tasa de crecimiento diamétrico promedio de especies arbóreas para dos grupos de árboles: todos y árboles de futura cosecha (AFC).

Reclutamiento y mortalidad

Tanto el reclutamiento como la mortalidad son parámetros que indican el dinamismo de un bosque. El reclutamiento se refiere a la proporción de individuos nuevos que ingresan a la población y la mortalidad se refiere a la proporción de individuos que mueren cada cierto tiempo. Según los análisis realizados con datos de parcelas permanentes, la tasa anual de reclutamiento del bosque seco chiquitano es de 0.64%/año. La tasa de mortalidad es de 0.83%/año, esto quiere decir que de cada 100 individuos muere aproximadamente un individuo cada año. Comparando la tasa de reclutamiento y la tasa de mortalidad, se puede ver que hay más individuos que mueren que los que se reclutan, probablemente por efecto del aprovechamiento. De todas maneras, las tasas

de mortalidad obtenidas en la zona son bajas en comparación a estudios en otros lugares (Lieberman *et al.* 1985, Poorter *et al.* 2001, Nebel 2001, Uslar *et al.* 2004; Korning and Balslev, 1994).

Stock de biomasa

En la actualidad uno de los temas de gran importancia para el desarrollo de un país con enfoque forestal es saber la capacidad de almacenamiento de carbono que tienen sus bosques y también conocer la dinámica del mismo en bosques bajo manejo. Este tema tiene importancia en el contexto internacional ya que está en discusión un posible mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD) en el marco de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático.

Usando ecuaciones conservadoras (Brown *et al.* 1989) se calculó la biomasa aérea existente en las parcelas experimentales en INPA y también se calculó la dinámica de las mismas en diferentes intensidades de aprovechamiento forestal. El cálculo fue realizado en base a los datos de árboles mayores a 10 cm de DAP, representando ésta la mayor proporción de biomasa aérea. Se utilizó la ecuación de Brown *et al.* (1989), que está representada de la siguiente manera:

$$\text{Biomasa Aérea} = \exp[-2.409 + 0.952 \cdot \ln(\text{De} \cdot \text{D}^2 \cdot \text{He})]$$

Donde:

De = densidad específica de la madera

D = diámetro a la altura del pecho (1.3 m de altura)

He = altura estimada

La altura estimada (He) fue calculada en base a la altura máxima asíntótica (H') y el diámetro (D) de cada árbol (Thomas 1996), según la siguiente ecuación:

$$He = H'[1 - e^{-aD^b}]$$

Se considera las normas del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC en sus siglas en inglés), hay 5 elementos de la biomasa que deben ser medidos: biomasa aérea, biomasa subterránea (raíces), hojarasca, madera muerta y materia orgánica en suelo. Estudios realizados han demostrado que aproximadamente el 20% de la biomasa total se encuentra en las raíces (Mokany *et al.* 2006), mientras que otros estudios señalan que más de la mitad de la biomasa vegetal se encuentra en los troncos de los

árboles con DAP > 10 cm (Cumming 1998). Finalmente, de acuerdo a los estándares de IPCC, la mitad de la biomasa está compuesta por carbono, por lo que, desarrollando las ecuaciones para calcular biomasa, se puede decir que el stock de carbono total es aproximadamente igual a la biomasa aérea de individuos de más de 10 cm de DAP.

En estos términos, el promedio de cantidad de biomasa calculado para INPA en árboles con > 10 cm de DAP, varía inicialmente (antes del aprovechamiento) entre 168 y 180 ton/ha (Figura 2.8). El aprovechamiento con intensidad de aprovechamiento actuales (promedio 4 árboles/ha), genera una pérdida aproximada de 14.4 ton/ha, que representa el 8%. En cambio el aprovechamiento intensivo (promedio 8 árboles/ha) genera una pérdida aproximada de 26.2 ton/ha, es decir un 16% (Figura 2.8). La diferencia entre ambos se debe a que durante el aprovechamiento intensivo se ha extraído o anillado para liberar árboles de especies comerciales, una mayor cantidad de árboles que en los otros tratamientos. Cabe resaltar que los daños causados durante el aprovechamiento en árboles remanentes no aumentan paralelamente a la intensidad del mismo. En otras palabras, una doble intensidad de aprovechamiento no necesariamente significa una doble pérdida de biomasa.

Temporalmente se puede ver que el stock de biomasa se mantuvo prácticamente en todos los tratamientos, aunque en el tratamiento intensivo hubo una tendencia a aumentar la tasa de recuperación. Probablemente el mantenimiento del stock de biomasa se deba al equilibrio existente entre la tasa de mortalidad y reclutamiento.

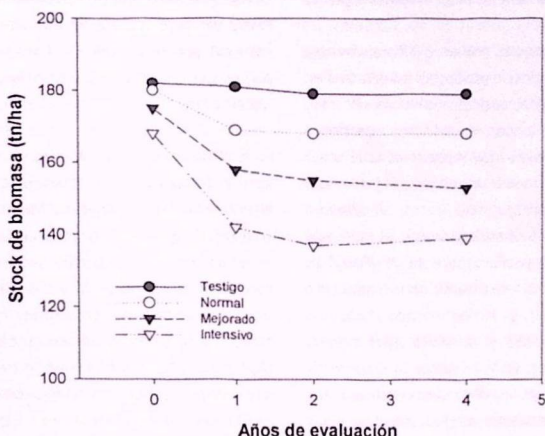


Figura 2.8. Variación anual del stock de biomasa después del aprovechamiento bajo diferentes intensidades de aprovechamiento, en el bosque seco chiquitano.

Manejo del bosque

Potencial forestal

La Chiquitania es una región productora de madera y de productos no maderables importante a nivel de Bolivia, no sólo en términos de volúmenes aprovechables sino también porque provee madera dura de buena calidad. En términos maderables, la abundancia promedio de especies maderables en esta zona es de 24

individuos/ha, con un área basal de 4.48 m²/ha y un volumen promedio de 19.3 m³/ha, considerando únicamente a los individuos mayores al diámetro mínimo de corta (DMC) (Dauber *et al.* 1999). Cabe mencionar que actualmente el volumen aprovechable es seguramente mayor debido a que en los últimos años se ha incrementado el número de especies a aprovecharse. Por ejemplo, se reportan volúmenes mayores tanto en la Empresa Sutó como en la TCO Lomerio (Tabla 2.6).

Tabla 2.6. Volumen actual, potencial y total de especies maderables agrupadas en grupos comerciales en la empresa Sutó y en la TCO Lomerio.

Valos comercial	Empresa Sutó (m ³ /ha)			TCO Lomerio (m ³ /ha)		
	Actual	Potencial	Total	Actual	Potencial	Total
Especies muy valiosas	4.9	0.8	5.7	2.4	0.5	2.9
Especies valiosas	4.3	1.3	5.6	14.1	12.7	26.8
Especies poco valiosas	12.3	4.8	17.1	7.4	6.5	13.9
Especies sin valors comercial	5.4	1.5	6.9	4.2	4.4	8.6
Total	27.1	8.4	35.4	28.1	24.1	52.2

Oferta maderable de las principales especies

En forma general podemos diferenciar dos grandes grupos de productos maderables de acuerdo a los tipos de consumidores. Primero están las especies maderables que sirven para el consumo local o nacional, tales como el cuchi (*Astronium urundeuva*), el jichituri (*Aspidosperma* spp.), el verdolago (*Calycophyllum multiflorum*), el momoqui (*Caesalpinia pluviosa*), el cuta (*Phyllostylum rhamnoides*), el curupaú (*Anadenanthera macrocarpa*), el tajibo morado (*Tabebuia impetiginosa*) y el soto (*Schinopsis brasiliensis*). Generalmente la madera de estas especies se utiliza para construir casas de manera artesanal. También hay otras especies cuya leña se utiliza como fuente de energía para la cocina.

En segundo lugar están las especies que se utilizan para su comercialización en mercados externos y son las que producen los mayores volúmenes de madera aprovechable. Entre estas especies se tiene el roble (*Amburana cearensis*), el tajibo morado (*Tabebuia impetiginosa*), el sirari de la Chiquitania (*Copaifera chodatiana*), el curupaú (*Anadenanthera macrocarpa*), el cuta (*Phyllostylum rhamnoides*), el verdolago (*Calycophyllum multiflorum*), el momoqui (*Caesalpinia pluviosa*) y el soto (*Schinopsis brasiliensis*) (Dauber et al. 2001).

Considerando únicamente las principales especies mayores o iguales al DMC, los mismos autores estiman un volumen de 14.8 m³/ha, equivalente al 34 % del volumen total. El aprovechamiento de estas especies generalmente es realizado por grandes y medianos productores como son las empresas forestales, las asociaciones sociales de lugar

(ASL), propietarios privados e indígenas. Parte de esta madera es exportada como materia prima y también como puertas, parquet, artesanías y otro tipo de productos elaborados.

En la Chiquitania, la cantidad de especies aprovechables se ha incrementado en los últimos años, teniendo actualmente más de 20 especies que se aprovechan en diferente intensidad. De todas maneras el aprovechamiento forestal en la región sigue siendo selectivo hacia algunas especies, elevando la presión de extracción hacia algunas de ellas con alto valor comercial, lo que podría resultar en una reducción de las poblaciones de las mismas.

Algunas de las especies que son aprovechadas con una alta intensidad son: el roble, el cedro, el morado y el tajibo. Estas especies representan el mayor valor económico de los bosques en la región. La información generada en los últimos años sugiere la necesidad de hacer ajustes a las normas técnicas para incluir prácticas que promuevan el mantenimiento de las especies que se aprovechan con mayor intensidad, así como la urgencia de contar con mecanismos efectivos de control del aprovechamiento. Por otro lado, se deben encarar proyectos de reforestación y enriquecimiento en áreas con bosques degradados para intentar mantener el valor de los mismos.

Productos no maderables

El bosque seco chiquitano cuenta también con una gran variedad de productos no maderables que son utilizados para la alimentación, curación de enfermedades y construcción de viviendas. Hay poca

información sobre el uso tradicional de los recursos del bosque por los pueblos indígenas y campesinos. Los chiquitanos son quienes tienen un mejor conocimiento ancestral de un sin número de especies. Por ejemplo, para el uso comestible existen varias especies, entre ellas: la nuez de la chiquitania (*Dipteryx alata*), la piña silvestre (*Ananas ananassoides*) y el cayú silvestre (*Anacardium humile*). La comercialización y exportación de la nuez de la chiquitania es una de las actividades que actualmente se viene promoviendo. La piña silvestre es una de las fuentes de material genético que puede ser utilizada para mejorar variedades comerciables de la piña comestible (*Ananas comosus*). El cayú silvestre está apenas siendo explorado por sus propiedades vitamínicas.

Asimismo, hay muchas especies medicinales con propiedades curativas y que son usadas frecuente por la población local, como ejemplos se tienen a: copaibo (*Copaifera* sp.), paquió (*Hymenaea courbaril*), pezoé (*Pterodon emarginatus*), quina (*Simira rubescens*) y alcornoque (*Tabebuia aurea*).

Entre las plantas ornamentales más importantes se encuentran las orquídeas, que son comercialmente importantes en la región, entre ellas *Cattleya* sp. y *Oncidium* sp. En tiempo de floración, estas especies son vendidas en la ciudad de Santa Cruz o exportadas hacia el Brasil a un precio promedio de 10 bolivianos por planta.

La actividad artesanal está recobrando importancia en algunas comunidades de la región, especialmente en comunidades Ayoreas. Los ayoreos han encontrado una importante fuente de ingreso económico en la elaboración de bolsos tejidos con fibras de

garabatá. Las fibras se extraen de dos especies de garabatá de la región (*Pseudananas sagenarius* y *Bromelia hieronymii*). Las fibras de *Bromelia hieronymii* son más fuertes y más finas aunque la densidad poblacional de esta especie es más baja comparada con la de *Pseudananas sagenarius*. Otras especies importantes en la actividad artesanal chiquitana son el toco (*Enterolobium contortisiliquum*) y el saó (*Trithrynax schizophylla*) que se utilizan para hacer máscaras y sombreros, respectivamente.

Efectos de la silvicultura

Los bosques tropicales aprovechados de manera selectiva generalmente requieren tratamientos silviculturales para mejorar las tasas de crecimiento de sus especies comerciales y consecuentemente, promover la recuperación de una mayor proporción del volumen aprovechado durante el primer ciclo de corta. En esta sección se analiza el efecto del aprovechamiento forestal y la aplicación de silvicultura adicional (corta de bejucos, y anillado de árboles competidores) en la tasa de crecimiento de árboles de futura cosecha (AFC) de especies actualmente comerciales y potenciales. El estudio se llevó a cabo en un bosque seco chiquitano en Bolivia donde se estableció un conjunto de 8 parcelas de 20 hectáreas, mismas que fueron monitoreadas por 4 años después de su aprovechamiento.

Las parcelas recibieron uno de 4 tratamientos que varían en intensidad de aprovechamiento y silvicultura adicional: tratamiento con intensidad normal de aprovechamiento (a partir de ahora denominado "normal"), tratamiento con intensidad normal de aprovechamiento y baja intensidad de

silvicultura (denominado "mejorado"), tratamiento con intensidad de aprovechamiento alta y con alta intensidad de silvicultura (denominado "intensivo"), y parcelas sin aprovechamiento ("control")¹.

Los tratamientos silviculturales aplicados a los AFC fueron: liberación de bejucos y anillado de árboles competidores. Los resultados mostraron que el crecimiento diamétrico de los fustes se elevó con el incremento en la disponibilidad de luz, y decreció con el aumento en la infestación de bejucos. La tasa de crecimiento diamétrico fue más alta en el tratamiento intensivo (22-27%).

Daños al bosque por intensidad de aprovechamiento

Para evaluar el nivel de daño provocado por la intensidad de aprovechamiento se usaron las mismas parcelas experimentales ya descritas. El nivel de aprovechamiento forestal en INPA fue en promedio de 4 árboles/ha (5 m³/ha) en los tratamientos normal y mejorado y de 8 árboles/ha (8 m³/ha) en el tratamiento intensivo. Esto incluyó 10 especies en el normal y mejorado, y 15 especies en el intensivo (Mostacedo *et al.* 2006).

El porcentaje total de área alterada por el aprovechamiento en el bosque seco fue en promedio del 2.3% de la superficie aprovechada, es decir que de cada hectárea se alteró en promedio una superficie de 230 m², debido a la apertura de pistas de arrastres y claros de aprovechamiento,.

El porcentaje de árboles muertos y dañados fue del 5.2% en el normal, 7.4% en el mejorado y 10% en el intensivo. Los AFC

fueron dañados o muertos en un 4.4% en el normal y en un 6.2% en el intensivo. Se ha visto que el porcentaje de árboles muertos o dañados se estabiliza a medida que la intensidad de aprovechamiento aumenta. Esto indica que si bien la intensidad de aprovechamiento puede ser alta, el porcentaje de árboles muertos y dañados no aumentará en la misma proporción (Mostacedo *et al.* 2006).

Liberación de bejucos y árboles competidores

En el momento de instalación de las parcelas, la infestación de bejucos era comparable en los tratamientos testigo e intensivo y entre los tratamientos normal y mejorado. Aproximadamente un año después de la aplicación de los tratamientos silviculturales se dio una drástica disminución en la infestación de bejucos en los tratamientos intensivo y mejorado, la cual se explica por la corta de bejucos aplicada. En estos tratamientos, además de los bejucos que se cortaron al momento del aprovechamiento en los árboles aprovechables, también se cortaron los bejucos en los AFC. El índice de infestación se mantuvo en el tratamiento normal y aumentó en el testigo (Figura 2.9). En los años subsiguientes, el índice de infestación de bejucos aumentó en los tratamientos testigo e intensivo y se mantuvo cerca de los límites iniciales en el normal y el mejorado (Figura 2.9).

Las parcelas que recibieron algún tratamiento de aprovechamiento presentaron incrementos en el índice de luz, siendo la variación más importante la ocurrida en el tratamiento

¹ Para mayor información ver Capítulo 1

intensivo. Antes del aprovechamiento la disponibilidad de luz era parecida en todos los tratamientos, excepto en el normal que tenía mayor apertura del dosel desde su instalación (Figura 2.10). Un año después del aprovechamiento se pudieron observar dos resultados notables: primero, se notó un

incremento en la disponibilidad de luz en todos los tratamientos pero este fue mayor en el tratamiento intensivo. Segundo, en todos los tratamientos hubo mayor disponibilidad de luz que en el testigo y esta fue consistente con la intensidad de tratamientos aplicados en las demás parcelas

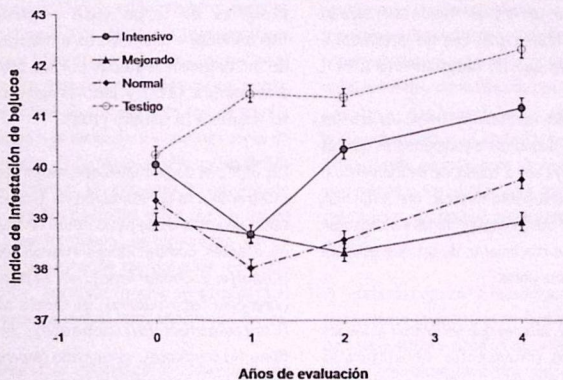


Figura 2.9. Variaciones temporales en la infestación de bejucos por intensidad de aprovechamiento, en el bosque seco chiquitano

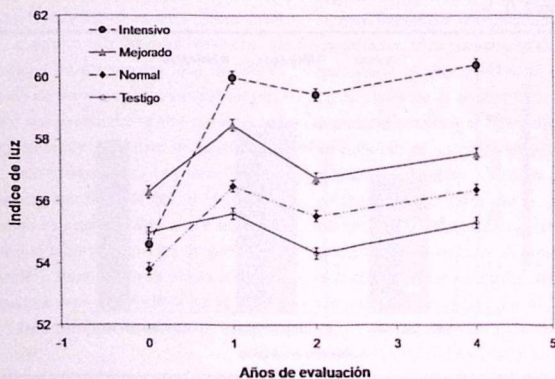


Figura 2.10. Variaciones anuales de los índices de luz por intensidad de aprovechamiento.

Indudablemente la mayor apertura del dosel tuvo efectos positivos en el crecimiento general del bosque (Villegas *et al.* 2008b). Sin embargo, el efecto a nivel de la comunidad no fue estadísticamente significativo. El efecto fue mayor en los AFC que recibieron directamente los tratamientos de liberación, ambos resultaron en mayores tasas de crecimiento. Los AFC que fueron liberados de bejucos crecieron más que los infestados e incluso más que los naturalmente libres.

En el estudio realizado en INPA, los árboles que fueron liberados de competidores que los suprimían ya sea a través de anillamiento o del aprovechamiento forestal, crecieron más que los que quedaron suprimidos y alcanzaron las tasas de crecimiento de los que estaban naturalmente libres.

Finalmente, árboles que recibieron al menos uno de los tratamientos silviculturales crecieron más que aquellos que estaban suprimidos o infestados de bejucos. Los AFC tratados alcanzaron al menos el mismo nivel de crecimiento que los árboles naturalmente libres (Figura 2.7).

Según los gremios ecológicos, las especies parcialmente tolerantes a la sombra crecieron más que las tolerantes. La respuesta de estos gremios entre tratamientos de intensidad de aprovechamiento fue diferente en la medida en que las especies parcialmente tolerantes crecieron más en el tratamiento mejorado que en el intensivo (Figura 2.11). Las especies pioneras de larga vida respondieron fuertemente a la silvicultura intensiva (50% de incremento) seguidas por las tolerantes a la sombra (24%) y por las parcialmente tolerantes a la sombra (10%).

Las especies comerciales que mejor respuesta mostraron a la combinación de tratamientos tanto de corta de bejucos como de liberación de árboles competidores fueron: el sirari (*Copaifera chodatiana*), el tajibo mono (*Zeyheria tuberculosa*), el tarara amarilla (*Centrolobium microchaete*), el mani (*Sweetia fruticosa*), el morado (*Machaerium scleroxylon*), el paquió (*Hymenaea courbaril*), el jichituriqui amarillo (*Aspidosperma tomentosum*) y el curupá (*Anadenanthera macrocarpa*).

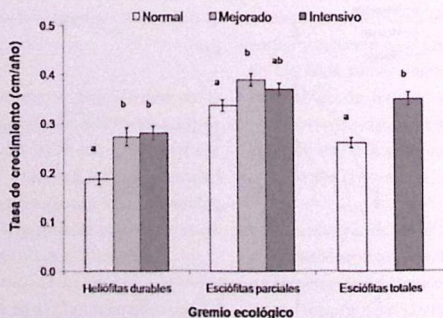


Figura 2.11. Promedio ($\pm$ error estándar) de la tasa de crecimiento de árboles de futura cosecha (AFC) agrupados por gremios ecológicos y en diferentes intensidades de aprovechamiento.

Conclusiones

Los bosques Chiquitanos de las peniplanicies de Santa Cruz poseen una gran riqueza y diversidad de especies similares, con pocas variaciones a lo largo de su distribución. La diversidad es baja en comparación con los bosques húmedos del norte y noroeste de Bolivia pero mayor en comparación con otros bosques secos del Chaco. Las afinidades fitogeográficas del bosque Chiquitano con otras formaciones muestran una baja originalidad florística, puesto que la mayoría de sus especies son de amplia distribución a lo largo de los bosques secos en el neotrópico y con algunos elementos de los bosques húmedos. Sin embargo, es interesante la congregación de todos estos elementos en un solo lugar formando una comunidad vegetal diferente al resto de los bosques secos del neotrópico, por este motivo se considera al bosque seco chiquitano como endémico a Bolivia.

En cuanto a la dinámica del bosque y sus especies, este bosque tiene un 90% de árboles que tumban sus hojas. La mayoría de las especies tiene floración/fructificación continua que coincide con la época seca. La producción de semillas en la mayoría de las especies es anual lo que asegura de alguna manera la disponibilidad de propágulos, que un 50% es proveniente de semillas y el resto de rebrotes. Se ha visto que el rebrote es una estrategia de reproducción importante para las especies del bosque seco chiquitano. Las semillas son dispersadas generalmente por el viento y la germinación es muy variable entre especies. Eso hace que algunas especies tengan buena regeneración, aunque en su mayoría tienen problemas. La tasa de crecimiento es uno de los más bajos comparado con otros bosques.

En función de los datos reportados, una de las primeras y más importantes conclusiones es

que en el bosque seco, el efecto del aprovechamiento y la aplicación de tratamientos silviculturales tanto en el bosque remanente total como en los AFC es de trascendencia durante los primeros años. Asimismo, la apertura del dosel provocada por el aprovechamiento en los niveles realizado en el tratamiento normal, es insuficiente para generar una respuesta positiva en el crecimiento diamétrico del bosque remanente. Sin embargo, con la aplicación de tratamientos silviculturales la situación mejoró notablemente, demostrando que una mayor apertura del dosel generada por el aprovechamiento, la corta de bejucos y el anillamiento de individuos no deseados, han sido métodos apropiados para generar mayor crecimiento del bosque remanente total y de los AFC.

El "corte de bejucos" a escala operativa es un tratamiento silvicultural de fácil aplicación y de bajo costo que tiene un alto efecto positivo en el incremento diamétrico tanto del bosque remanente total como en los AFC. Usando este tratamiento se ha estimulado el crecimiento de los árboles liberados de bejucos hasta alcanzar los mismos niveles de crecimiento de aquellos árboles que se encontraban en mejores condiciones. Otro tratamiento de bajo costo que ayudó al crecimiento de los árboles comerciales es el anillamiento de árboles supresores para liberar individuos de interés. En ambos casos, estos tratamientos ayudan a alcanzar el diámetro mínimo de corta (DMC) en el tiempo más corto posible, traduciendo sus beneficios en ganancias potenciales para el siguiente ciclo de corta. Finalmente, los AFC que recibieron tratamientos alcanzaron el umbral máximo de crecimiento, conclusión muy importante porque menciona de alguna manera el límite de crecimiento para las especies comerciales, un dato crucial a la hora de determinar los ciclos de corta.

CAPÍTULO

3

Bosque Sub-húmedo Transicional

Introducción

El bosque sub-húmedo transicional entre la Chiquitania y la Amazonia se encuentra fundamentalmente en el departamento de Santa Cruz-Bolivia. Este tipo de bosque, como su nombre lo indica, tiene características de ambos tipos de bosque, compartiendo en gran medida especies de ambos ecosistemas. El bosque sub-húmedo transicional se encuentra específicamente en las provincias Guarayos (donde está la mayor superficie) y Ñuflo de Chavez, y comprende una superficie total de alrededor de 2 millones de hectáreas, aunque para algunos autores este bosque aún es parte del bosque seco chiquitano (Navarro y Ferreira 2007) (Figura 3.1).

En términos de precipitación y temperatura, este bosque es más húmedo y más templado que el bosque seco. La precipitación anual promedio se incrementa de sur a norte, variando entre 1300 mm/año hasta 1900 mm/año. La temporada seca abarca entre 4 y 5 meses por año con precipitaciones menores a 100 mm/mes, siendo julio el mes más seco. La temperatura promedio anual es de 24° C, bajando hasta 8° C durante el invierno cuando vientos provenientes del sur llegan hasta el área. Por tanto, el clima se clasifica como sub-húmedo y húmedo

mesotermal con una pequeña o nula deficiencia de agua en verano (Navarro y Maldonado 2002). Dado su gradiente de precipitación, los bosques ubicados más al sur son más parecidos al bosque chiquitano y los bosques que se encuentran más al norte se asemejan más al bosque amazónico (Figura 3.2).

Fisiográficamente el bosque sub-húmedo transicional se encuentra sobre el escudo precámbrico, conteniendo las colinas bajas e intercalado con valles y algunas serranías. El hecho de que se encuentre sobre el escudo precámbrico es la razón principal por la que algunos autores lo consideran parte del bosque seco chiquitano (Cordecruz *et al.* 1995). Las colinas bajas de gneisses, granitos y esquistos laterizados contienen suelos de textura entre moderadamente fina a fina y de profundidad variable sobre una capa ferruginosa, lo que les da un aspecto café rojizo. Son suelos que van de moderadamente bien a imperfectamente drenado con relieve ondulado y susceptibles a la erosión hídrica. Se han encontrado en el área suelos oxisoles, inceptisoles y ultisoles de baja fertilidad (Cordecruz *et al.* 1995).

En el bosque sub-húmedo transicional se realizan varias actividades que van desde el

aprovechamiento maderable certificado, hasta la ganadería y la agricultura intensivas. Desafortunadamente, el área está sufriendo un rápido proceso de fragmentación por deforestación, por incendios y también por extracción maderera ilegal. Este bosque contiene una gran diversidad biológica y se constituye en la fuente de múltiples recursos para los pueblos que la habitan, además de cumplir funciones ecosistémicas muy importantes para el país. No obstante, la explotación, el uso inadecuado y la ampliación de la frontera agrícola hacen que este bosque se encuentre en riesgo. La provincia Guarayos es una de las áreas con mayor frecuencia de incendios en la época de quema.

Los grupos indígenas que han habitado los bosques de transición desde hace más de 200 años son fundamentalmente los guarayos, los sirionós y parcialmente chiquitanos. De hecho la provincia Guarayos, creada en 1990, debe su nombre al grupo étnico más importante en la región. Los guarayos ocupan un área extensa dentro de la provincia, en la cual además se encuentra la TCO Guarayos. Las principales poblaciones guarayas actuales fueron misiones franciscanas, más recientes que las misiones jesuíticas de la Chiquitania. Estas poblaciones son: Ascensión de Guarayos, Urubichá, Yaguarú, Yotaú, San Pablo y Salvatierra. Otros asentamientos tradicionalmente guarayos más pequeños son: Cururú y Momené. La lengua hablada por los guarayos pertenece a la familia lingüística Tupi Guaraní. (Flores y Maldonado 2007; Museo-Noel-Kempff-Mercado 2006).

La TCO Guarayos no se encuentra consolidada y aunque han pasado más de 10 años desde que las tierras fueran solicitadas, solamente

algunos polígonos que tienen poca presencia han sido titulados. La mayoría de las áreas cercanas a las poblaciones principales y la carretera que une Santa Cruz con Trinidad han sido consolidadas a favor de terceros (Larson *et al.* 2008). Los guarayos clasifican sus bosques en alturas y bajuras, refiriéndose en el primer caso a espacios con subsuelos arenoso rocosos con bosque alto y en el segundo caso a depresiones con llanuras, ríos y curichis (Martínez 2000).

Indudablemente el área también se encuentra ocupada por otros grupos socio-culturales. En ella viven comunidades multiculturales de origen sirionó, chiquitano, quechua y aymara, entre ellas están: El Puente, Surucusí, San Andrés, Santa María, Yotaú, San Luis, Limoncito, Cachuela y otras más pequeñas. En años más recientes se ha intensificado la compra de tierras y asentamientos por parte de extranjeros de diversos países, sobre todo por menonitas y rusos. En los centros poblados principales, la mezcla de procedencias es aún mayor y se pueden encontrar, además de los ya nombrados, descendientes de extranjeros, cruceños y benianos que no se identifican con las poblaciones indígenas (Martínez en prensa).

Los estudios que se reportan en este documento para el bosque sub-húmedo transicional fueron realizados en la concesión forestal de la empresa Agroindustrial Forestal La Chonta (de aquí en adelante La Chonta). La Chonta tiene una superficie de 100.000 hectáreas y está situada a 30 km. al este de Ascensión de Guarayos, Bolivia (15°47'S, 62°55'W) (Peña-Claros *et al.* 2008a). Este bosque tropical húmedo semidecíduo, como ya se indicó anteriormente, es una transición

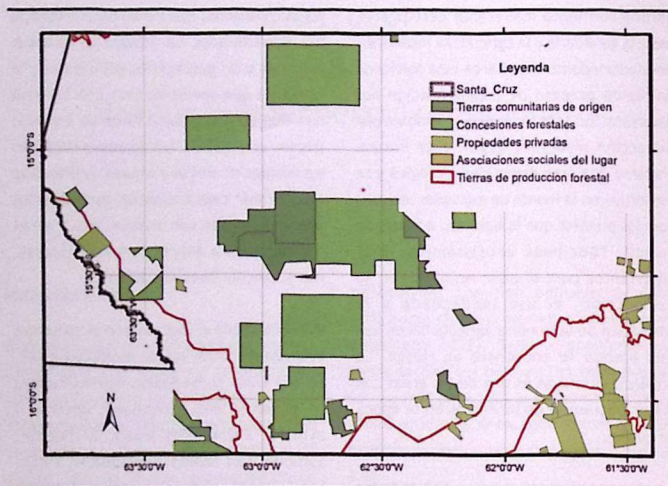


Figura 3.1. Derechos forestales en la región de Guayros.

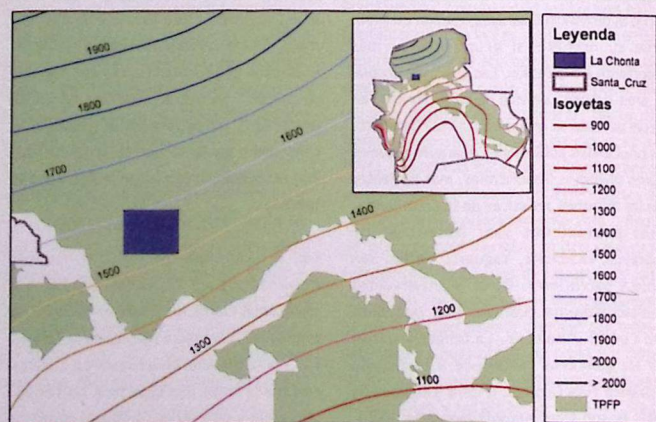


Figura 3.2. Curvas de precipitación en la región de Guayros. Los números indican la cantidad de precipitación pluvial que cae aproximadamente en los diferentes sitios. Los valores son el resultado de la extrapolación de puntos con estaciones meteorológicas.

entre el bosque seco chiquitano y los bosques húmedos amazónicos. Su precipitación anual promedio corresponde a 1580 mm por año de acuerdo a la estación meteorológica instalada en la concesión. Alrededor de un 30% de los árboles del dosel y muchos bejucos son estacionalmente deciduos (Peña-Claros *et al.* 2008a).

El sitio de estudio está ubicado en el límite Sur-occidental del Escudo Precámbrico Brasileño y sus suelos son areno-limosos, con pH casi neutro y ricos en nutrientes (Paz-Rivera 2003). El ciclo de corta previsto es de 30 años y la empresa ha obtenido la certificación forestal voluntaria FSC, la cual ha sido mantenida desde 1998. Debido a que los incendios son comunes en el paisaje que rodea La Chonta, aproximadamente un 30% de la superficie de la concesión se quemó tanto en 1995 como en 2004 debido a la propagación de quemas agrícolas al interior de la concesión (Blate 2005b).

Los estudios fueron realizados en las doce parcelas experimentales de 27 ha que forman parte del Programa de Investigación Silvicultural de Largo Plazo (PISLP) mismo que viene siendo monitoreado por el IBIF desde el año 2000. Estas parcelas experimentales son las más antiguas. Parte de los resultados de diversidad ha sido obtenido en las parcelas de 1 ha ubicadas dentro de las parcelas experimentales. Para mayor información sobre el diseño, los tratamientos y las variables medidas revisar el Capítulo 1. Aquí se reportan los resultados sobre la diversidad de especies, estructura del bosque, su dinámica y pautas para el manejo adecuado de este tipo de bosque, además de resultados de la aplicación de algunos tratamientos silviculturales.

Diversidad de especies

Composición florística

En los bosques de la región de Guarayos, específicamente en la concesión La Chonta, se constituye la parte sur de la Amazonia, donde existen familias y especies netamente amazónicas, aunque hay una mezcla con especies del bosque seco chiquitano. De hecho, las dos familias ecológicamente más importantes, tanto en su abundancia y frecuencia, como en su dominancia, son las Moraceae y Lauraceae. La familia Leguminosae se encuentra en tercer lugar en importancia ecológica, junto con las familias Ulmaceae y Euphorbiaceae (Tabla 3.1). El bosque está completamente dominado por las Moraceae, que es además una de las más abundantes.

Entre las especies arbóreas, la de mayor importancia ecológica es la *Pseudolmedia laevis* (Moraceae), junto con *Ampelocera ruizii* (Ulmaceae), *Ocotea* sp. 6 (Lauraceae) y *Terminalia oblonga* (Combretaceae). De estas especies, *P. laevis* es la más abundante y dominante. Todas las especies mencionadas anteriormente han tenido las frecuencias más altas (Tabla 3.2).

Entre las especies maderables comerciales, las de mayor índice en valor de importancia fueron *A. ruizii*, *T. oblonga*, *Hura crepitans*, *Pouteria nemorosa* y *Cariniana ianeirensis* (Tabla 3.2).

Se hizo un análisis de similitud por el método de Bray Curtis, por medio del cual se obtuvo una similitud promedio del 55%. El máximo porcentaje de similitud que se alcanzó entre las 48 parcelas de 1 ha fue del 80% y el

Tabla 3.1. Abundancia relativa, frecuencia relativa, dominancia relativa e índice de valor de importancia (IVI) de las principales familias de especies arbóreas del bosque sub-húmedo transicional de La Chonta.

Familias	Abundancia Relativa	Frecuencia Relativa	Dominancia Relativa	IVI
Moraceae	24.93	2.79	27.94	18.55
Lauraceae	14.18	2.79	10.17	9.05
Leguminosae	4.95	7.67	5.63	6.08
Ulmaceae	5.42	2.79	5.25	4.48
Euphorbiaceae	4.08	2.79	5.88	4.25
Combretaceae	3.63	2.79	5.40	3.94
Sapotaceae	3.65	2.79	3.91	3.45
Urticaceae	4.44	2.79	2.95	3.40
Chrysobalanaceae	4.11	2.73	2.73	3.19
Myrsinaceae	3.01	2.73	1.66	2.46
Lecythidaceae	1.31	2.61	3.30	2.41
Meliaceae	2.40	2.79	1.72	2.30
Cecropiaceae	2.35	2.32	2.09	2.25
Apocynaceae	1.97	2.73	1.98	2.23
Araliaceae	1.83	2.67	2.05	2.19
Sapindaceae	1.78	2.79	1.68	2.08
Palmae	1.68	2.67	1.81	2.05
Rubiaceae	1.83	2.79	1.32	1.98
Nyctaginaceae	1.74	2.67	1.32	1.91
Boraginaceae	0.99	2.61	1.15	1.59
Myrtaceae	0.92	2.44	1.18	1.51
Tiliaceae	1.01	2.03	0.58	1.21

mínimo fue de 26%. Según el análisis de dendrograma que se realizó en el programa Primer 5, se demostró que hay por lo menos 5-6 tipos de bosque diferentes en la concesión La Chonta (Figura 3.3).

Riqueza y diversidad de especies

En 48 parcelas de una hectárea se encontraron 182 especies arbóreas. La curva especies vs. área (Figura 3.4) indica que hubo una superficie de muestreo considerable, ya que hay una estabilidad en el incremento de especies nuevas. En promedio por hectárea se encontró un total de 62.9 especies, con un máximo de 82 y un

mínimo de 43 especies. A nivel de familia, las Leguminosae (26 especies, 20 géneros) y Moraceae (15 especies, 5 géneros) tuvieron el mayor número de especies y géneros (Figura 3.5).

La diversidad de especies según el índice de diversidad de Shannon fue en promedio de 3.22, con un máximo de 3.85 y un mínimo de 2.35 (Tabla 3.3). En los bosques amazónicos, los valores del índice de Shannon oscilan entre 3.4 - 3.6 (Bergmans y Vroomans 1995; Poma 2007), lo cual indica que existen algunos bosques muy diversos. En la Tabla también se presentan el índice de Margalef y el índice de equidad de Pielou.

Tabla 3.2. Abundancia relativa, frecuencia relativa, dominancia relativa e índice de valor de importancia (IVI) de las principales especies arbóreas del bosque sub-húmedo de La Chonta.

Nombre científico	Familia	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Dominancia relativa	IVI
<i>Pseudolmedia laevis</i>	Moraceae	23.17	1.59	23.75	16.17
<i>Ampelocera ruizii</i>	Ulmaceae	4.66	1.59	4.83	3.69
<i>Ocotea</i> sp. 6	Lauraceae	5.03	1.56	4.23	3.61
<i>Terminalia oblonga</i>	Combretaceae	3.44	1.59	5.18	3.40
<i>Ocotea</i> sp. 1	Lauraceae	4.28	1.59	2.94	2.94
<i>Hirtella triandra</i>	Chrysobalanaceae	4.11	1.56	2.73	2.80
<i>Urera</i> sp.	Urticaceae	4.03	1.59	2.75	2.79
<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	2.37	1.26	4.05	2.56
<i>Stylogyne ambigua</i>	Myrsinaceae	3.01	1.56	1.66	2.07
<i>Pouteria macrophylla</i>	Sapotaceae	2.37	1.56	2.01	1.98
<i>Licaria triandra</i>	Lauraceae	2.62	1.56	1.53	1.90
<i>Dendropanax arboreus</i>	Araliaceae	1.76	1.49	1.93	1.73
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	Cecropiaceae	2.03	0.86	1.89	1.60
<i>Pouteria nemorosa</i>	Sapotaceae	1.24	1.52	1.86	1.54
<i>Guarea guidonea</i>	Meliaceae	1.64	1.52	1.12	1.43
<i>Aspidosperma rigidum</i>	Apocynaceae	1.28	1.52	1.34	1.38
<i>Neea hermaphrodita</i>	Nyctaginaceae	1.46	1.52	1.07	1.35
<i>Cariniana ianeirensis</i>	Lecythidaceae	0.84	1.26	1.94	1.35
<i>Alibertia verrucosa</i>	Rubiaceae	1.46	1.56	0.92	1.31
<i>Sapindus saponaria</i>	Sapindaceae	1.08	1.46	1.12	1.22
<i>Jacaratia spinosa</i>	Caricaceae	0.90	1.39	1.29	1.19
<i>Acacia bonariensis</i>	Leguminosae	0.88	1.42	0.88	1.06
<i>Myrciaria</i> sp.	Myrtaceae	0.75	1.32	1.09	1.06
<i>Astrocaryum murumuru</i>	Palmae	0.83	1.42	0.77	1.01
<i>Sapium glandulosum</i>	Euphorbiaceae	0.78	1.39	0.85	1.01
<i>Sweetia fruticosa</i>	Leguminosae	0.66	1.49	0.73	0.96
<i>Ocotea guianensis</i>	Lauraceae	0.93	1.26	0.67	0.96
<i>Margaritaria nobilis</i>	Euphorbiaceae	0.67	1.36	0.80	0.94
<i>Hellocarpus americanus</i>	Tiliaceae	0.98	1.13	0.54	0.88
<i>Trema micrantha</i>	Ulmaceae	0.76	1.09	0.42	0.76

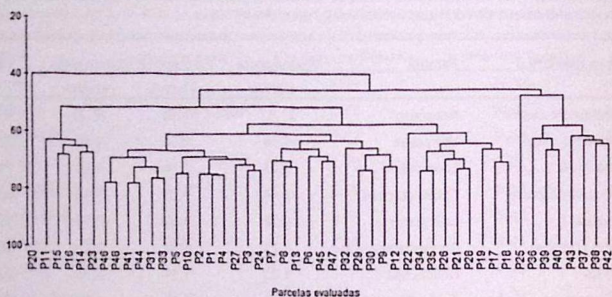


Figura 3.3. Dendrograma realizado con los resultados de similitud de Bray-Curtis para agrupar las parcelas de la Chonta según su similitud florística.

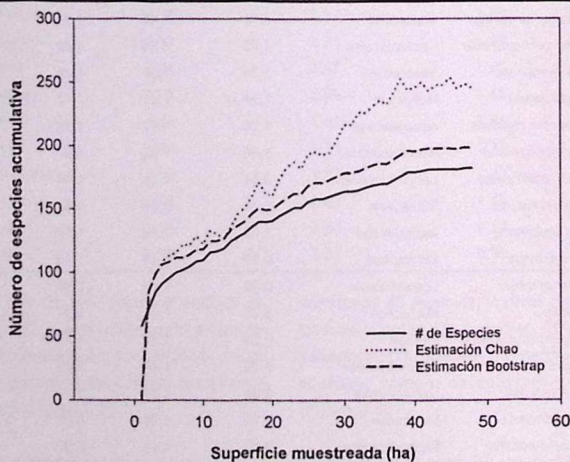


Figura 3.4. Curva de acumulación de especies arbóreas según el número de parcelas muestreadas en la Chonta.

Tabla 3.3. Índices de diversidad de Shannon, Margalef y equidad de Pielou para las 48 parcelas evaluadas en la Concesión Forestal La Chonta.

Índices	Promedio	Máximo	Mínimo
Shannon	3.22	3.85	2.35
Margalef	10.27	13.34	6.99
Equidad de Pielou	0.62	0.74	0.45

Estructura del bosque

Densidad de individuos y área basal

En el bosque de La Chonta se encontraron 362 árboles/ha, considerando individuos con DAP > 10 cm. El 92% de los individuos tiene un diámetro entre 10 y 40 cm; en promedio se encontraron 30 árboles/ha con diámetro mayor a 40 cm de DAP y 15 árboles/ha con diámetro mayor a 50 cm (Figura 3.6). La estructura en la concesión La Chonta corresponde a la típica curva de "J invertida". En ella se han encontrado individuos de hasta 250 cm de DAP.

En el bosque sub-húmedo transicional hay más individuos que en la Amazonia y menos

individuos que en la Chiquitania. El promedio de árboles aprovechables oscila entre 71 a 84 árboles/ha (Blate 2005a). La densidad de árboles tiende a ser mayor en áreas de aprovechamiento antiguas, comparada con los nuevos sitios aprovechados (Toledo *et al.* 2003).

A nivel de especies, las que tienen mayor densidad de individuos son: el ojo colorado (*Pseudolmedia laevis*), que puede variar entre 20 a 56 árboles/ha, y el blanquillo con 15 a 20 árboles/ha (Toledo *et al.* 2003). *Terminalia oblonga* y *Hura crepitans* son especies maderables aprovechables con alta densidad de individuos (entre 6 a 8 individuos/ha) (Tabla 3.4).

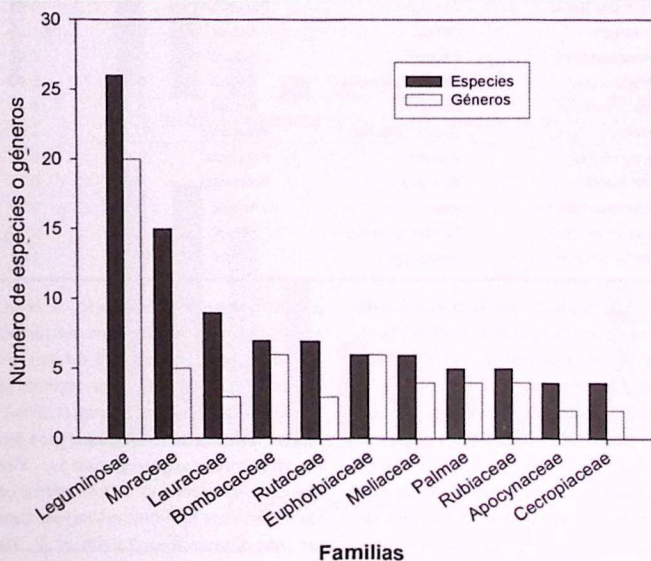


Figura 3.5. Familias con mayor número de especies o géneros en La Chonta.

Tabla 3.4. Densidad y área basal de las principales especies arbóreas maderables utilizadas actualmente o con potencialidad de uso en bosque sub-húmedo transicional de Guarayos.

Nombre científico	Nombre común	Valor comercial	Densidad (Ind/ha)	Área basal (m ² /ha)
<i>Ampelocera ruizii</i>	Blanquillo	Potencial	21.52	0.92
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Jichituriqui colorado	Potencial	2.04	0.10
<i>Aspidosperma</i> sp.	Jichituriqui	Potencial	0.08	0.00
<i>Batocarpus amazonicus</i>	Mururé	Potencial	1.67	0.12
<i>Buchenavia punctata</i>	-	Potencial	0.01	0.00
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Momoqui	Actual	1.97	0.15
<i>Cariniana domestica</i>	Yesquero colorado	Actual	0.40	0.14
<i>Cariniana estrellensis</i>	Yesquero negro	Actual	1.17	0.28
<i>Cariniana ianeirensis</i>	Yesquero blanco	Actual	3.00	0.57
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	Actual	0.45	0.03
<i>Ceiba pentandra</i>	Hoja de yuca	Actual	0.23	0.09
<i>Centrolobium microchaete</i>	Tarara amarilla	Actual	1.05	0.09
<i>Cordia alliodora</i>	Picana negra	Actual	1.86	0.11
<i>Cyclolobium blanchetianum</i>	-	Potencial	0.63	0.05
<i>Ficus boliviana</i>	Bibosi colorado	Actual	2.61	1.30
<i>Galliesia integrifolia</i>	Ajo ajo	Potencial	3.28	0.45
<i>Hura crepitans</i>	Ochoó	Actual	10.69	1.36
<i>Hymenaea courbaril</i>	Paquíó	Actual	0.29	0.02
<i>Platymiscium ulei</i>	Tarara colorada	Actual	0.01	0.00
<i>Pouteria nemorosa</i>	Coquino	Actual	4.88	0.46
<i>Pseudolmedia laevis</i>	Ojoso colorado	Potencial	97.06	3.69
<i>Pterogyne nitens</i>	Ajunao	Potencial	0.05	0.00
<i>Spondias mombin</i>	Azucaró	Potencial	1.20	0.23
<i>Swietenia macrophylla</i>	Mara	Actual	0.81	0.04
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Tajibo amarillo	Actual	0.49	0.03
<i>Terminalia oblonga</i>	Verdolago	Actual	14.46	1.32

El área basal promedio por hectárea fue de 19 m²/ha, encontrándose el 36% de dicha área en individuos de más de 50 cm de DAP. Esta área también tiene la forma de una "J invertida", pero más suave que la que corresponde a la distribución diamétrica.

La densidad y área basal de las especies más importantes muestran que la mayoría de ellas no tenía valor comercial al inicio del PISLP, sin embargo, varias de las que fueron consideradas potenciales se han incorporado

paulatinamente al mercado. A nivel de especies en condiciones no perturbadas, *Pseudolmedia laevis* (3.95 m²/ha), *Ficus boliviana* (2.88 m²/ha), *Hura crepitans* (2.07 m²/ha) y *Cariniana estrellensis* (1.52 m²/ha) fueron las que tuvieron mayor área basal. En bosques aprovechados, tanto *Pseudolmedia laevis* (1.51-2.45 m²/ha) como *Hura crepitans* (0.1-0.86 m²/ha) son todavía las más dominantes (Toledo et al. 2001) (Tabla 3.4).

Bejucos

Se encontró que el 68% de árboles estaba infestado por bejucos, sin embargo, solo el 18% se vio afectado en su crecimiento por los mismos (Figura 3.7B). Un estudio similar en la misma zona (Alvira *et al.* 2004) encontró que el 73% de los árboles tenía por lo menos

un bejuco. Se determinó también que el 50% de los árboles tenía bejucos ya sea en tronco y/o en la copa pero que estos no perjudicaban su crecimiento (Figura 3.7B). Otros estudios en la misma zona encontraron que el 10% (Alvira *et al.* 2004) o el 20% (Toledo *et al.* 2001) de los árboles estaba completamente infestado por bejucos. Este tipo de bosque

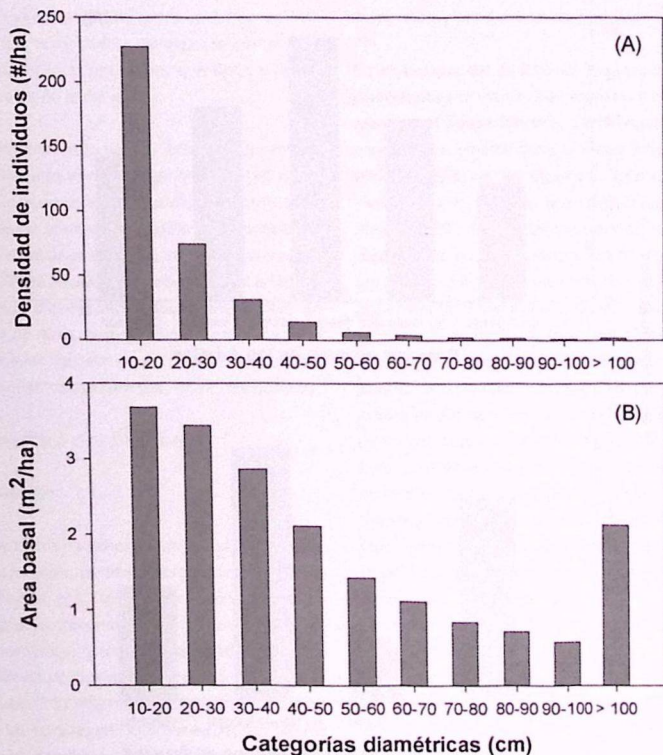


Figura 3.6. Densidad de individuos (A) y área basal (B) de especies arbóreas según categorías diamétricas en el bosque subhúmedo transicional de la Chonta, Guayas

tiene mayor grado de infestación por bejucos que el bosque amazónico y el bosque del Bajo Paraguá (Licona 2007; Villegas *et al.* 2008a), aunque el nivel de infestación parece similar al del bosque seco chiquitano (Carse

et al. 2000)¹. Este hecho hace al menos suponer que el corte de bejucos es un tratamiento viable y positivo para mejorar el crecimiento.

¹ ver Capítulo 2.

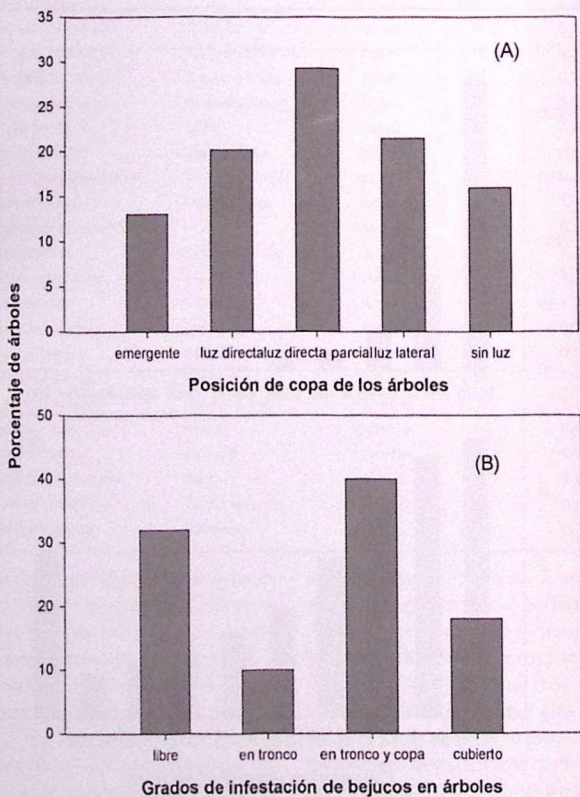


Figura 3.7. Porcentaje de árboles > 10 cm de DAP por categorías de posición de copa (A) e infestación de bejucos (B).

Posición de copa

Los árboles emergentes, es decir que reciben luz en toda su copa, conforman el 13% de la población con un promedio de altura de 19 m (Figura 3.7A). Sin embargo, en un estudio similar en la misma zona en condiciones no perturbadas, se encontró un 21% de árboles emergentes, mientras que en bosques aprovechados, el porcentaje de árboles emergentes ascendió entre un 24% a un 26% (Toledo *et al.* 2001). La especie con mayor altura es *Ficus boliviana*, que llega a tener cerca de 40 m de altura.

En el otro extremo, los árboles suprimidos constituyen aproximadamente el 16% de la población con un promedio de altura de 9 m, aunque en otro estudio se encontró un 32% de ellos en áreas no intervenidas y entre un 19-24% en áreas perturbadas. En La Chonta se han encontrado árboles emergentes de más de 40 m de altura, pero en claros más o menos recientes se pueden encontrar árboles emergentes más pequeños.

Dinámica del bosque

Fenología

Hay pocos estudios fenológicos en la zona, por lo tanto la información que se tiene es limitada. La floración y fructificación de especies arbóreas varían según la especie; sin embargo, la mayoría de las especies tiene eventos de floración y fructificación anual (Tabla 3.5) (Newstrom *et al.* 1994). Dentro de las especies de floración anual, hay algunas como *Tabebuia serratifolia* que tiene una floración corta (2-3 semanas), mientras que hay otras con mayor amplitud. La época de

fructificación también varía desde aquellas que tienen una duración corta (ejemplo: *Cordia alliodora*), hasta aquellas que tienen una duración de varios meses (ejemplo: *Cariniana spp.*, *Hymenaea courbaril*). Son pocas las especies que tienen eventos de floración / fructificación continua, varias especies de Moraceae tienen esta característica.

Dispersión y producción de semillas

En el bosque de La Chonta hay especies dispersadas por viento, por animales y otras que tienen autodispersión. De 24 especies consideradas en este capítulo (Tabla 3.5). La mayoría (67%) de las especies maderables tiene semillas que son dispersadas por el viento. El 25% de las especies maderables es dispersado por animales y un 8% tiene autodispersión. De 16 especies dispersadas por el viento, 9 son dispersadas en forma de semillas y 7 en forma de fruto. Por ejemplo, *Aspidosperma cylindrocarpon* tiene como unidad de dispersión a las semillas que son aladas de forma elíptica. Asimismo, *Ceiba pentandra* dispersa sus semillas por el viento, pero en este caso las semillas están envueltas en una estructura algodonosa que es muy liviana y hace que las semillas puedan volar distancias muy lejanas. En el caso de especies dispersadas por animales por lo general los frutos son carnosos, esto sucede con *Ampelocera Ruizii*, *Pouteria nemorosa* y *Pseudolmedia laevis*. Sólo una especie, *Hymenaea courbaril*, tiene los frutos en forma de una vaina dura pero internamente tiene una capa harinosa, la cual es rica en carbohidratos y apetecible por muchas especies de animales, especialmente pequeños mamíferos (Asquith *et al.* 1999) (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Características de las especies comerciales en La Chonta, Bolivia. Gremio ecológico: HDU, heliofilas durables; PTS, esciófilas parciales, ETT, esciófilas totales. La producción de semillas: G, buena (> 1000 semillas sonido / árbol); M, regular (200-1000 semillas / árbol); P, pobre (<200 semillas / árbol).

Nombre científico	Familia	Nombre común	Gremio ecológico	Producción de semillas	Dispersión de semillas	Floración/ Fructificación	Epoca de dispersión
<i>Ampelecera Ruizii</i>	Ulmaceae	Blanquillo	ETT	Buena	Animal	Annual	Feb-Abr
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Apocynaceae	Jichituriqui	PTS	Regular	Viento	Annual	Ago-Sep
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Mimosaceae	Momoqui	HDU	Buena	Gravedad	Annual	Ago-Nov
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	Rubiaceae	Palo maria	HDU	Buena	Viento	Annual	Ago-Sep
<i>Carlina domestica</i>	Lecythidaceae	Yesquero colorado	HDU	Buena	Viento	Annual	Ago-Oct
<i>Carlina estrellensis</i>	Lecythidaceae	Yesquero negro	HDU	Buena	Viento	Annual	Ago-Oct
<i>Carlina ionelensis</i>	Lecythidaceae	Yesquero blanco	PTS	Buena	Viento	Annual	Ago-Oct
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae	Cedro	HDU	Buena	Viento	Annual	Ago-Oct
<i>Ceiba pentandra</i>	Bombacaceae	Hoja de yucca	HDU	Buena	Viento	Annual	Ago
<i>Centrobium microchaete</i>	Fabaceae	Tarara amarilla	HDU	Pobre	Viento	Annual	Jul-Sep
<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	Picana negra	HDU	Buena	Viento	Annual	Ago
<i>Ficus boliviana</i>	Moraceae	Bibosi Colorado	HDU	Buena	Animal	Continua	Todo el año
<i>Galesia integrifolia</i>	Phytolacaceae	Ajo ajo	HDU	Buena	Viento	Annual	Oct-Nov
<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	Ochoó	PTS	Regular	Explosión	Annual	Mar-Abr
<i>Hymenaea courbaril</i>	Caesalpinaceae	Paquio	PTS	Regular	Animal	Annual	Oct-Nov
<i>Pouteria nemorosa</i>	Sapotaceae	Coquino	PTS	Regular	Animal	Annual	Feb-Mar
<i>Pseudolmedia laevis</i>	Moraceae	Ojoso colorado	ETT	Buena	Animal	Continua	Todo el año
<i>Pterogyne nitens</i>	Fabaceae	Ajunau	HDU	Buena	Viento	Annual	May-Ago
<i>Schizolobium amazonicum</i>	Caesalpinaceae	Serebó	HDU	Buena	Viento	Annual	Oct
<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	Azucaró	HDU	Regular	Animal	Annual	Feb-Mar
<i>Sweetia fruticosa</i>	Fabaceae	Mani	HDU	Pobre	Viento	Annual	Oct-Nov
<i>Swietenia macrophylla</i>	Meliaceae	Mara	PTS	Buena	Viento	Annual	Ago-Sep
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Bignoniaceae	Tajibo Amarillo	HDU	Regular	Viento	Annual	Sep-Oct
<i>Terminalia oblonga</i>	Combretaceae	Verdolago	PTS	Buena	Viento	Annual	Oct

La dispersión de la mayoría de las especies dispersadas por el viento coincide con el final de la época seca. El periodo de dispersión normalmente es entre agosto a octubre, aunque hay algunas especies que diseminan sus semillas más temprano. Para las especies autócoras, la época de dispersión es similar a la de las especies anemócoras. En el caso de especies dispersadas por animales, generalmente esto ocurre al final de la época de lluvias. *Ficus boliviana* es una de las pocas especies que puede dispersar semillas casi todo el año.

La producción de semillas en general oscila entre buena a regular, aunque hay años en los que la producción puede bajar drásticamente. De las especies arbóreas consideradas en este estudio, un 67% se considera con una producción buena, mientras que el 25% tiene una producción regular y un 8% tiene producción pobre (Tabla 3.5). Sin embargo, en algunas especies como *Cariniana ianeirensis* y *Terminalia oblonga*, la producción es afectada negativamente por la presencia de bejucos en sus copas (Nabe-Nielsen *et al.* 2008).

Regeneración natural

La mayor parte de la información sobre regeneración natural de especies comerciales del bosque sub-húmedo proviene de los transectos de regeneración, que se están monitoreando en las parcelas experimentales dentro del PISLP. Los resultados mostrados en esta sección han sido analizados y publicados por Peña-Claros *et al.* (2008b). También se revisaron las publicaciones de Park *et al.* (2005) y Quevedo (2006).

La regeneración natural de especies comerciales en condiciones naturales de manera global (incluyendo plántulas, brinzales y latizales) tuvo una densidad de 3000 individuos/ha (Peña-Claros *et al.* 2008b). La densidad de plántulas menor a 30 cm fue entre 1200 a 2000 individuos/ha, misma que varió entre diferentes años. En cambio, la densidad de brinzales (30-150 cm de altura) oscila entre 750 a 1200 individuos/ha y la densidad de latizales (>150 cm y menor a 10 cm DAP) fue de 100 individuos/ha. Por otro lado, la regeneración natural tuvo una tendencia a aumentar a medida que se incrementó la intensidad de aprovechamiento. Por ejemplo, en áreas con aprovechamiento de bajo impacto y baja intensidad, la densidad de individuos fue entre 1500-1800 individuos/ha, pero en áreas aprovechadas con alta intensidad esta subió a 2500 individuos/ha. El incremento de la regeneración natural según la intensidad de aprovechamiento fue más notorio en brinzales y latizales (Peña-Claros *et al.* 2008b).

Según los gremios ecológicos, el mayor índice de regeneración fue para especies esciófitas totales, donde en condiciones naturales sin perturbación llegó hasta 1800 individuos/ha. Las especies esciófitas parciales tuvieron en promedio 700 individuos/ha, no habiendo diferencias entre áreas con diferente intensidad de aprovechamiento. Las especies heliófitas tuvieron alrededor de 400 individuos/ha, habiendo mayor densidad en áreas con alta intensidad de aprovechamiento (Peña-Claros *et al.* 2008b).

A nivel de especies, las que tuvieron mayor densidad de individuos son *Ampelocera ruizii*,

Pseudolmedia laevis, *Pouteria nemorosa* y *Swetia fruticosa*. Entre las especies pioneras que no son comerciales pero son abundantes están: *Urera baccifera* y *Acacia poliphylla*, las cuales se encuentran frecuentemente en claros recientes de hasta 2 años (Park et al. 2005). Las especies más pobres en regeneración natural son: *Cariniana domestica*, *Ceiba pentandra*, *Tabebuia serratifolia* e *Hymenaea courbaril* (Peña-Claros et al. 2008b). Otro estudio encontró que el aprovechamiento planificado o algunos tratamientos promueven la regeneración sólo de algunas especies, tales como *Hura crepitans*, pero otras que son raras permanecen en la misma condición (ejemplos: *Cariniana estrellensis* y *Ceiba pentandra*) (Quevedo 2006).

En el bosque subhúmedo la regeneración por rebrotes es poco conocido, sólo existe información para algunas especies comerciales. Se conoce por ejemplo que el 100% de latizales de *Pseudolmedia laevis* es originado por rebrote. Igualmente, 50% de latizales de *Ficus boliviana* y de *Cariniana* spp. nace por rebrotes. La regeneración de *Schizolobium amazonicum* y *Pouteria nemorosa* es originada por rebrotes sólo en un 15% o menor (Pariona et al. 2003a)

Crecimiento

El crecimiento diamétrico promedio general encontrado en La Chonta fue de 0.39 cm/año. Este valor es el resultado de varios años de monitoreo en las parcelas PISLP. La tasa de crecimiento en el bosque sub-húmedo transicional de Guarayos es prácticamente el doble de la tasa promedio de crecimiento en el bosque seco chiquitano, pero es menor que las tasas encontradas en el Bajo Paragrá y el

bosque amazónico (Dauber et al. 2003; Villegas et al. 2008a). Indudablemente la precipitación tiene una enorme influencia, sin embargo, se considera que otra variable de importancia es la estructura de los suelos.

A nivel de especies, entre las más importantes desde el punto de vista comercial: picana negra (*Cordia alliodora*), blanquillo (*Ampelocera ruizii*) y mara (*Swietenia macrophylla*) tuvieron las tasas de incremento diamétrico más altas (entre 0.45-0.48 cm/año). Por su parte, según otros autores, el crecimiento de *Schizolobium amazonicum* fue de 1.3 a 1.5 cm/año (Dauber et al. 2003), aunque en las parcelas experimentales PISLP no hubo suficiente número de árboles, *Caesalpinia pluviosa* también reportó mayor tasa de crecimiento diamétrico (1.35 cm/año), aunque el número de árboles medidos fue muy bajo (N=4) y el error fue alto muy alto (0.68 cm/año). Cuando las áreas son aprovechadas y de manera muy intensa, hay algunas especies que responden mejor en su crecimiento. Este es el caso de yesquero negro (*Cariniana estrellensis*), coquino (*Pouteria nemorosa*), mara (*Swietenia macrophylla*), paquió (*Hymenaea courbaril*) y yesquero blanco (*Cariniana ianeirensis*) que tuvieron tasas de crecimiento diamétrico entre 0.51 a 0.70 cm/año (Tabla 3.6).

La tasa de crecimiento en individuos jóvenes es promovida por la intensidad del aprovechamiento. En individuos menores a 1.5 m la tasa de crecimiento en altura en condiciones no perturbadas fue de 4 cm/año, en áreas con aprovechamiento normal fue de 6 cm/año, mientras que en áreas con alta intensidad fue de 7.5 cm/año. En individuos entre 1.5 m de altura y < a 10 cm de DAP, la tasa de crecimiento fue de 22 cm/año en

Tabla 3.6. Promedio ($\pm$ error estándar) de tasas de crecimiento diamétrico anual (cm/año) de las principales especies maderables del bosque sub-húmedo transicional de la Concesión Forestal La Chonta, Guarayos, medidos en parcelas con diferente intensidad de aprovechamiento.

Nombre científico	Nombre Común	Testigo	Normal	Mejorado	Intensivo
<i>Ampelocera ruizii</i>	Blanquillo	0.48 (0.01)	0.37 (0.01)	0.50 (0.01)	0.44 (0.01)
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Jichituriqui	0.36 (0.05)	0.39 (0.03)	0.35 (0.03)	0.51 (0.04)
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Momoqui	1.35 (0.68)	0.67 (0.07)	0.23 (0.01)	0.46 (0.03)
<i>Cariniana domestica</i>	Yesquero colorado	0.52 (0.08)	0.47 (0.07)	0.65 (0.13)	0.82 (0.45)
<i>Cariniana estrellensis</i>	Yesquero negro	0.32 (0.06)	0.29 (0.05)	0.40 (0.04)	0.70 (0.10)
<i>Cariniana lanellensis</i>	Yesquero blanco	0.26 (0.02)	0.46 (0.04)	0.36 (0.04)	0.51 (0.04)
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	0.39 (0.04)	0.47 (0.04)	0.28 (0.03)	0.33 (0.06)
<i>Ceiba pentandra</i>	Hoja de yuca	--	0.45 (0.07)	0.15 (0.03)	0.14 (0.01)
<i>Centrobium microchaete</i>	Tarara amarilla	0.34 (0.04)	--	0.54 (0.06)	0.42 (0.04)
<i>Cordia alliodora</i>	Picana negra	0.46 (0.03)	0.50 (0.04)	0.30 (0.04)	0.47 (0.04)
<i>Ficus boliviana</i>	Bibosi colorado	0.43 (0.03)	0.28 (0.03)	0.42 (0.04)	0.40 (0.04)
<i>Galesia integrifolia</i>	Ajo ajo	0.33 (0.03)	0.48 (0.03)	0.43 (0.05)	0.43 (0.03)
<i>Hura crepitans</i>	Ochoó	0.35 (0.01)	0.39 (0.02)	0.31 (0.01)	0.35 (0.02)
<i>Hymenaea courbaril</i>	Paquíó	0.20 (0.05)	0.18 (0.09)	0.09 (0.06)	0.51 (0.06)
<i>Pouteria nemorosa</i>	Coquino	0.42 (0.02)	0.39 (0.03)	0.32 (0.02)	0.68 (0.05)
<i>Pseudolmedia laevis</i>	Ojoso colorado	0.33 (0.01)	0.40 (0.01)	0.43 (0.01)	0.44 (0.01)
<i>Spondias mombin</i>	Ocorocillo	0.21 (0.03)	0.40 (0.04)	0.37 (0.04)	0.28 (0.05)
<i>Swietenia macrophylla</i>	Mara	0.45 (0.07)	0.43 (0.04)	0.27 (0.05)	0.67 (0.10)
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Tajibo amarillo	0.33 (0.08)	0.26 (0.03)	0.38 (0.08)	0.38 (0.05)
<i>Terminalia oblonga</i>	Verdelago	0.37 (0.01)	0.33 (0.01)	0.44 (0.01)	0.49 (0.02)

áreas no perturbadas, mientras que en áreas con alta intensidad de aprovechamiento fue alrededor de 35 cm/año (Peña-Claros et al. 2008b). La tasa de crecimiento de plántulas, brinzales y latizales es mayor en los claros de aprovechamiento (18 cm/año) que en otros micrositios perturbados (Peña-Claros et al. 2008b).

En árboles mayores a 10 cm, la tasa de crecimiento diamétrico difiere según las categorías diamétricas. A medida que aumenta el tamaño de los árboles la tasa de crecimiento se eleva, siendo la mayor en los árboles de 90 a 100 de DAP (0.55 cm/año), aunque en tamaños de 70 a 80 cm fue un poco menor (Figura 3.8). También se ha encontrado que hubo mayor variación en la tasa de crecimiento entre años en árboles de mayor tamaño (Figura 3.8). La tasa de

crecimiento en altura es mayor en especies heliófitas (25 cm/año) comparado con las especies esciófitas parciales (12 cm/año) o con las especies esciófitas totales (9 cm/año) (Peña-Claros et al. 2008b).

Reclutamiento y mortalidad

Para analizar el impacto del aprovechamiento, las tasas de reclutamiento fueron calculadas por año y por tratamiento. La tasa de reclutamiento global fue del 2.5%/año. En las áreas no intervenidas (testigo) en el primer año se tuvo la tasa de reclutamiento más alta (3.95%/año) comparada con los otros años. En el tratamiento intensivo, en promedio de todos los años, se obtuvo una tasa de reclutamiento del 2.84%/año, aunque en el cuarto año de evaluación llegó hasta un 5.34%/año. Las tasas de reclutamiento

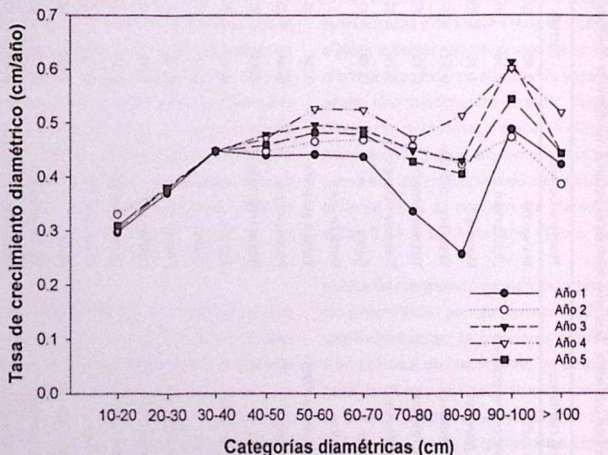


Figura 3.8. Tasa de crecimiento diamétrico evaluadas en diferentes años y clasificadas según las categorías de tamaño de los árboles.

reportadas en el bosque sub-húmedo transicional de La Chonta son más altos a los reportados en el bosque seco chiquitano o en el bosque amazónico, pero similares a lo reportado para el bosque de la Isla de Barro Colorado, Panamá (Condit *et al.* 1992).

A nivel de especies, las que tuvieron mayor tasa de reclutamiento por año fueron el cedro (*Cedrela fissilis*, 13.4%) y el momoqui (*Caesalpinia pluviosa*, 11.7%). Otras especies como paquió (*Hymenaea courbaril*) y mara (*Swietenia macrophylla*) tuvieron tasas de reclutamiento anuales entre 4.9 a 6.9% (Tabla 3.6). En algunas especies la tasa de reclutamiento se incrementó con la intensidad de aprovechamiento, como ejemplos se pueden mencionar a la mara, la picana negra, el blanquillo y el yesquero blanco (Tabla 3.7). En el caso del cedro se pudo ver un efecto negativo de la intensidad de aprovechamiento, es decir que a mayor intensidad de aprovechamiento hubo una menor tasa de reclutamiento.

La tasa de mortalidad global en este bosque fue del 4.24%/año. En áreas no intervenidas (testigo), la tasa de mortalidad fue del 3.56%/año, aunque en el cuarto año esta subió al 3.6%/año, esto fue probablemente debido a la sequía que afectó ese año; en el sexto año dicha tasa también fue alta (3.52%/año) aunque la razón principal fue el fuego que hubo en la zona. La mayor mortalidad se produjo en el tratamiento mejorado (4.85%/año) y en el intensivo (4.47%/año), sin embargo, en el primer año la mortalidad fue más alta en el intensivo (9.69%/año). Las tasas de mortalidad producidas en condiciones no intervenidas fueron más altas a las reportadas para otros bosques en el país o para otros bosques

tropicales (Asquith 2002; Condit *et al.* 1995; Nebel *et al.* 2001). En bosques intervenidos por aprovechamiento, la mortalidad está dentro del rango encontrado en otros bosques (Schulze y Zweede 2006).

A nivel de especies, hay mucha variación en la mortalidad de árboles. Las especies que tuvieron mayor tasa anual de mortalidad fueron momoqui (2.5%) y yesquero colorado (*Cariniana domestica*, 6.89%). Una de las especies maderables de la cual no se registraron individuos muertos en el lapso de 6 años de evaluación fue la hoja de yuca (*Ceiba pentandra*). En varios casos la tasa de mortalidad se incrementó con la intensidad de aprovechamiento. Esto fue más notorio para la mara, el yesquero blanco, el coquino (*Pouteria nemorosa*), el momoqui, el ocorocillo (*Spondias mombin*) y el yequero negro (Tabla 3.7).

Stock de biomasa

La biomasa aérea de árboles con DAP mayor a 10 cm es una medida aproximada del stock de carbono total. La literatura menciona que la cantidad de carbono que fijan los árboles es equivalente aproximadamente al 50% de su biomasa aérea (Brown y Lugo 1992; Eggleston *et al.* 2006; Montagnini y Jordan 2002). Asimismo, se menciona que el 70% se encuentra en árboles > 10 cm de DAP y para cada uno de ellos el 70 % se encuentra en su tronco, ramas y hojas. Por tanto, la biomasa aérea es una excelente estimación del stock de carbono total.

La biomasa aérea promedio en las parcelas de La Chonta fue calculada usando nuevamente una ecuación que reporta valores conservadores (Brown *et al.* 1989)

y ecuaciones alométricas desarrolladas en el IBIF para calcular la altura de los árboles. Asimismo, se utilizaron los datos de densidad de la madera colectados en campo por el equipo del IBIF para el 85% de las especies, y en algunos casos se complementó con información proveniente de Chave *et al.* (2006b).

La biomasa aérea en las parcelas de la Chonta antes del aprovechamiento era en promedio de 173 ton/ha, no encontrándose diferencias significativas entre tratamientos ($F=0.87$, $P=0.46$). Pese a que hay pocos estudios que ayuden a comparar la biomasa aérea entre sitios aprovechados y no aprovechados, es claro que a mayor intensidad de aprovechamiento puede haber

una reducción en la biomasa aérea. En La Chonta, la reducción de biomasa después del aprovechamiento tuvo una variación entre 9, 10 y 19% en los tratamientos mejorado, normal e intensivo, respectivamente (Figura 3.9). Estos porcentajes de reducción son bajos en comparación con los efectos del aprovechamiento forestal reportados en otros países (Brown *et al.* 1989). La mortalidad de los árboles dañados durante el aprovechamiento se extiende a los años posteriores y parece tener un efecto en la reducción de la biomasa aérea (Pinard y Putz 1996), dado que refuerza el impacto y por tanto hace más difícil la recuperación posterior (Figura 3.9).

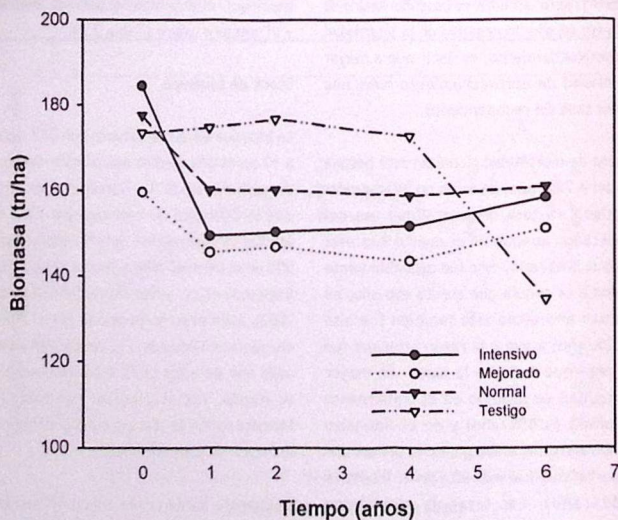


Figura 3.9. Dinámica de biomasa aérea en diferentes intensidades de aprovechamiento forestal evaluadas a través de 6 años, en el bosque sub-húmedo transicional de la Chonta.

Se puede notar que a partir del cuarto año hay un proceso de recuperación de la biomasa, ya que la mortalidad disminuye y el crecimiento de árboles remanentes tiende a ser más alto, e inclusive hay una mejora en el reclutamiento. Por esto se ve que en el tratamiento intensivo hay una tasa anual de captura del 4% de biomasa entre los años 4 y 6. En el tratamiento mejorado la tasa de captura fue del 5% y en el normal fue del 1% (Figura 3.9).

También se ha encontrado que las parcelas del tratamiento testigo han mantenido su biomasa aérea e incluso han aumentado ligeramente hasta el año 4. Esto puede significar que, o bien el bosque continúa en etapa de crecimiento y que aún no han llegado a su estado clímax, o que hay una adaptación a mayores concentraciones de CO₂. De todas maneras, otros estudios muestran que en bosques maduros existen variaciones anuales en la biomasa que pueden deberse a factores climáticos, pero que analizados en el largo plazo son estables (Chave *et al.* 2003).

Es importante señalar que en el tratamiento normal pero fundamentalmente en el tratamiento testigo hubieron pérdidas de biomasa ocasionadas por incendios naturales producidos en la zona. El efecto fue más grave en el tratamiento testigo ya que el área que se quemó fue mayor (Pinto, no publicado). La baja recuperación de biomasa entre los años 4 y 6 en el tratamiento normal se explica por la mortalidad ocasionada por los incendios y la pérdida de biomasa por fuego en el tratamiento testigo fue del 22%, es decir, mucho mayor a la ocasionada por el aprovechamiento incluso siendo este el doble de lo normal.

Manejo del bosque

Potencial Forestal

El bosque sub-húmedo de Guarayos es una de las zonas forestales donde se realiza el mayor movimiento de extracción de madera. La zona de Guarayos se conoce por la gran riqueza forestal que tuvo en años pasados por la cantidad y volumen de la mara (*Swietenia macrophylla*), que hasta ahora se extrae en algunos lugares. Es posible encontrar todavía la mara en algunos sectores, más aún si son individuos jóvenes.

Existe en la zona un potencial maderable de más de 60 especies, las cuales son frecuentes y representan el 90% de la abundancia total (70 árboles/ha) (Dauber *et al.* 2001). De las 60 especies, 22 se consideran como las más importantes y constituyen el 37% de la abundancia. El volumen potencial de todas las especies oscila alrededor de 47 m³/ha, dentro del cual las especies valiosas representan un 24% del volumen total (Dauber *et al.* 2001). Son dos las especies consideradas más abundantes, el ocho (*Hura crepitans*) y el verdolago (*Terminalia oblonga*). Estas especies están siendo aprovechadas en la actualidad.

Las especies más importantes desde el punto de vista comercial, a pesar de que muchas de ellas no tienen abundancias o volúmenes significativos, son: bibosí colorado (*Ficus boliviana*), coquino (*Pouteria nemorosa*), mara (*Swietenia macrophylla*), ocho (*Hura crepitans*), paquió (*Hymenaea courbaril*), serebó (*Schizolobium amazonicum*), verdolago (*Terminalia oblonga*) y yesqueros (*Cariniana* spp.). Existen otras especies que

son de menor importancia o que aún no han sido aprovechadas, pero que son muy abundantes y que en el futuro podrían ser objeto de aprovechamiento. Estas son: blanquillo (*Ampelocera ruizii*), ajo ajo (*Gallesia integrifolia*), gabetillo (*Aspidosperma* spp.) y ojoso colorado (*Pseudolmedia laevis*) (Dauber et al. 2001).

Entre las especies no maderables, el cusi (*Attalea speciosa*) es la que sobresale debido a la gran abundancia existente en la zona. Esta es una especie oportunista que crece en áreas de reciente perturbación y transformación para fines ganaderos o agrícolas, y que puede tener densidades entre 139 a 168 palmeras/ha (Toledo et al. 1999). El cusi es una especie que tiene una diversidad de usos de sus diferentes partes: puede ser utilizada como alimento (ya sea el palmito o parte de las semillas), para construcción (las hojas), con fines medicinales (el aceite de las semillas) y como combustible (el exocarpo y endocarpo de los frutos, además de las hojas) (Toledo et al. 1999).

Entre otras especies no maderables aunque de menor importancia, están el copaibo (*Copaifera reticulata*) y la tacuara (*Guadua chacoensis* (E. Magariños, comunicación personal). El copaibo es una especie que tiene exudaciones en el tronco y que tiene usos medicinales sobresalientes. Generalmente se la utiliza como cicatrizante y para curar las inflamaciones; también es usada en la perfumería, elaboración de jabones, cremas y lociones. Por su parte, la tacuara es una gramínea que crece en algunos casos de manera abundante y que forma grandes macollos. Esta especie se utiliza especialmente para la construcción de casas.

Efectos de la silvicultura

Dentro de los avances en manejo forestal, la silvicultura de bosques naturales es aún incipiente y a menudo se restringe sólo al aprovechamiento selectivo planificado, regido por diámetros mínimos de corta y un cierto grado de corta de bejucos previo a la cosecha (Fredericksen 2000; Fredericksen et al. 2003).

El aprovechamiento selectivo de especies maderables está determinado por la demanda en el mercado. Sin embargo, actualmente se aprovechan en Bolivia un alto número de especies en comparación con años anteriores (Mostacedo et al. 2006b).

Como consecuencia del aumento de especies aprovechadas también se incrementa la intensidad del aprovechamiento a nivel del bosque y esto a su vez resulta en un mayor impacto al mismo. En numerosos estudios se ha documentado el daño causado por el aprovechamiento selectivo en el país (Gullison y Hardner 1993; Gullison et al. 1996; Mostacedo y Fredericksen 1999). En otros países con bosques tropicales se ha investigado el impacto del aprovechamiento (Bertault y Sist 1997; Uhl y Vieira 1989; van der Hout 2000), especialmente para ver las diferencias entre el aprovechamiento convencional y el aprovechamiento de impacto reducido (Bertault y Sist 1997).

En este capítulo se mencionan algunas experiencias sobre el porcentaje de daños, supervivencia y crecimiento como consecuencia de la aplicación de tratamientos silviculturales o el aprovechamiento bajo diferentes grados de intensidad. La información fue obtenida en

la mayoría de los casos bajo el mismo diseño y metodología que para el bosque seco chiquitano, especialmente la información referida a los daños y los crecimientos diamétricos en diferente intensidad de aprovechamiento, además de respuestas a ciertos tratamientos silviculturales tales como corta de bejucos y marcación de AFC. Tratamientos silviculturales adicionales que se experimentaron sólo en el bosque sub-húmedo de La Chonta fueron la escarificación de suelos y el enriquecimiento con mara.

Daños al bosque por el aprovechamiento

En el bosque sub-húmedo de La Chonta se aprovecharon 21 especies, de las cuales 20 fueron aprovechadas en el tratamiento intensivo, 12 en el mejorado y 11 en el normal (Figura 3.10A). Se extrajo un promedio de 2.8 árboles/ha y un volumen de 11.4 m³/ha (Figura 3.10B). Comparada con otros bosques tropicales la intensidad de aprovechamiento fue baja, ya que esta normalmente sobrepasa los 10 árboles/ha (Pinard y Putz 1996; Uhl y Vieira 1989).

El porcentaje de árboles dañados y muertos tuvo una variación según los tratamientos y las categorías diamétricas. En promedio el porcentaje de árboles muertos o dañados fue del 7.8%; el porcentaje de árboles muertos y dañados en los diferentes tratamientos fue similar, aunque en el tratamiento intensivo hubo la tendencia hacia un mayor porcentaje de árboles dañados y muertos (Tabla 3.8). A pesar de ello, el porcentaje de daños fue bajo ya que en otros bosques se reporta hasta más del 30% de árboles dañados (Bertault y Sist 1997; Pinard y Putz 1996).

El porcentaje promedio de árboles de futura cosecha (AFC) dañados fue del 4.77% y el porcentaje de AFC muertos fue del 1.5%. Los daños y muertes producidos en los AFC fueron similares en todos los tratamientos de intensidad de aprovechamiento aplicados (Tabla 3.7). El bajo porcentaje de daño puede estar explicado por la baja intensidad de aprovechamiento, pero también por las prácticas de impacto reducido que fueron aplicadas antes y durante el aprovechamiento.

Es importante resaltar que el mayor porcentaje de árboles muertos y dañados se presentó en las clases diamétricas entre 10 a 20 cm de DAP y que a medida que se incrementa el tamaño, el daño disminuye. En cuanto al daño a nivel de especies, tanto en todos los árboles como en los AFC, *Hura crepitans* y *Terminalia oblonga* tuvieron mayor daño que otras especies comerciales. También se pudo determinar que a medida que se va incrementando la superficie de pistas de arrastre, también se va incrementando el porcentaje de árboles dañados o muertos (Mostacedo et al. 2006). También se hizo un análisis de probabilidad de daños en relación al tamaño de los AFC marcados comparando con los AFC no marcados. Para determinar esta relación se hizo un análisis de regresión logística. Se pudo determinar sólo una probabilidad del 10% de daño en todos sus tamaños y esta probabilidad no tuvo variación comparando entre aquellos AFC que fueron marcados con aquellos no marcados. En el mismo sitio, Krueger (2004) determinó que la marcación de AFC reduce en un 20% los daños producidos alrededor de los claros y en un 10% los producidos en pistas de arrastre.

Tabla 3.7. Promedio de la tasa de reclutamiento y mortalidad anual (en porcentaje por año) para las principales especies maderables del bosque sub-húmedo transicional de la Concesión La Chonta, Guarayos, obtenidos en los diferentes tratamientos de intensidad de aprovechamiento forestal. Los datos son el promedio de seis años de evaluación a través de parcelas permanentes.

Nombre Científico	Nombre común	Reclutamiento (%/año)			Mortalidad (%/año)				
		Testigo	Normal	Mejorado	Intensivo	Testigo	Normal	Mejorado	Intensivo
<i>Ampelacera ruizii</i>	Blanquillo	2.35	3.18	3.49	5.26	1.74	3.34	2.93	2.31
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Jichituriqui	1.78	0.70	1.16	1.16	2.94	3.56	2.63	1.73
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Momoqui	11.74	1.81	1.81	3.91	23.48	3.17	1.59	3.44
<i>Cariniana domestica</i>	Yesquero colorado	0.00	0.25	0.00	0.00	6.89	3.40	3.39	4.29
<i>Cariniana estrellensis</i>	Yesquero negro	1.78	0.76	0.86	1.34	2.02	5.82	2.75	8.75
<i>Cariniana laneirensis</i>	Yesquero blanco	1.34	0.56	2.96	3.07	0.85	5.14	6.58	7.88
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	13.39	2.91	1.25	0.00	1.67	2.66	0.00	3.55
<i>Ceiba pentandra</i>	Hoja de yuca	0.00	0.00	0.00	1.68	0.00	0.95	0.00	0.00
<i>Centrolabium microchaete</i>	Tarara amarilla		1.80	3.08	3.19	1.41	2.47	2.20	
<i>Cordia alliodora</i>	Picana negra	3.90	2.88	1.87	5.42	3.61	2.11	4.06	5.51
<i>Ficus boliviana</i>	Bibosi colorado	1.30	2.43	0.52	2.51	0.99	5.12	1.76	3.80
<i>Galliesia integrifolia</i>	Ajo	2.60	2.44	3.45	1.39	0.42	0.96	0.91	2.85
<i>Hura crepitans</i>	Ochoó	3.17	3.59	4.40	4.55	1.72	2.35	2.80	3.19
<i>Hymenaea courbaril</i>	Paquíó	6.85	0.00	0.00	3.65	0.00	1.48	0.57	3.79
<i>Pouteria nemorosa</i>	Coquino	1.45	1.54	0.66	3.12	3.89	4.83	4.45	7.51
<i>Pseudolmedia laevis</i>	Ojoso colorado	1.37	1.34	2.41	2.38	1.54	2.61	2.06	2.58
<i>Spondias mombin</i>	Ocorocillo	0.47	3.18	2.16	2.98	0.70	5.15	3.11	4.59
<i>Swietenia macrophylla</i>	Mara	4.88	2.37	1.01	7.41	1.15	1.07	5.66	2.92
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Tajibo amarillo	2.48	0.00	1.11	0.00	0.86	0.78	0.56	0.54
<i>Terminalia oblonga</i>	Verdelago	2.06	2.48	1.77	2.39	1.26	2.67	2.17	2.00

Efecto en la tasa de crecimiento diamétrico de los AFC

En el estudio realizado en el bosque subhúmedo transicional de La Chonta se encontró que la tasa de crecimiento de los árboles de futura cosecha (AFC) varía significativamente de acuerdo con la intensidad de aprovechamiento. Se determinó menor crecimiento diamétrico en las áreas no perturbadas (testigo) y en el tratamiento normal un promedio de 0.46 cm/año, mientras que en los otros tratamientos se registraron incrementos de 0.66 cm/año (intensivo) y 0.69 cm/año (mejorado). Estos resultados muestran que las tasas de crecimiento de los árboles se incrementan del 10 al 20% cuando se aprovecha con mayor intensidad aplicando el aprovechamiento de impacto reducido y cuando se aplican algunos tratamientos silviculturales.

La tasa de crecimiento diamétrico de los AFC varía según el tratamiento aplicado. Los

tratamientos testigo y normal tuvieron un crecimiento casi similar y los tratamientos mejorado e intensivo reportaron incrementos mayores y similares. En un estudio realizado en las mismas parcelas Peña-Claros *et al.* (2008a) encontraron similar patrón de crecimiento. Se espera que los AFC tengan una mayor tasa de crecimiento que los árboles en general debido a las buenas características de calidad, fuste y forma de copa. Dauber *et al.* (2003) y Peña-Claros *et al.* (2008a) encontraron que los árboles considerados como AFC tuvieron mayor tasa de crecimiento que los árboles en general. Los resultados de incremento diamétrico por especie indican que la tasa de crecimiento varía entre las especies consideradas. Se encontró que el serebó (*Schizolobium amazonicum*) tuvo el mayor crecimiento diamétrico, mientras que el verdolago (*Terminalia oblonga*) y el maní (*Sweetia fruticosa*) tuvieron la menor tasa de crecimiento diamétrico (Tabla 3.9) (Peña-Claros *et al.* 2008a).

Tabla 3.8. Resumen del total de árboles y total de AFC censados, árboles dañados o muertos y AFC dañados o muertos, en un bosque subhúmedo transicional bajo diferentes tratamientos de aprovechamiento.

	Normal	Mejorado	Intensivo
Árboles censados	9918.0	9580.0	9911.0
Árboles dañados o muertos	675.0	600.0	1020.0
% Árboles dañados o muertos	6.8	6.3	10.3
AFC censados	937.0	636.0	1016.0
AFC dañados o muertos	56.0	26.0	79.0
% AFC dañados o muertos	5.9	4.1	7.8

Tabla 3.9. Tasas de crecimiento promedio (cm/año) (4 años después de aplicado el tratamiento) en árboles de futura cosecha (AFC) de especies comerciales y potenciales en un bosque sub-húmedo. Datos son promedio ($\pm$ IES) con base a AFC muestreados en las diferentes parcelas. Cuando el tratamiento tuvo un efecto en la tasa de crecimiento, se muestran las diferencias entre tratamientos con tetras minúsculas resultado del análisis de varianza realizado. ns=no significativo. Fuente: Peña-Claros et al. (2008a)

Nombre científico	TRATAMIENTO				F	P
	Testigo	Normal	Mejorado	Intensivo		
<i>Ampelocera Ruizii</i>	0.90 (0.06) ^a	0.76 (0.10) ^a		1.16 (0.08) ^b	6.5	0.002
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	0.20 (0.07) ^{ab}	0.16 (0.04) ^a		0.38 (0.07) ^b	4.2	0.026
<i>Cariniana estrellensis</i>	0.38 (0.13)	0.77 (0.11)	0.62 (0.10)	0.66 (0.13)	1.6	ns
<i>Cariniana lanei</i>	0.56 (0.07)	0.67 (0.12)	0.80 (0.13)	0.48 (0.14)	1.3	ns
<i>Centrolabium microchaete</i>	0.74 (0.13)		0.91 (0.15)	0.87 (0.16)	0.4	ns
<i>Clarisia racemosa</i>	0.22 (0.05) ^a	0.32 (0.10) ^{ab}		0.56 (0.13) ^b	4.5	0.016
<i>Cordia alliodora</i>	0.51 (0.01)	0.55 (0.13)	0.65 (0.13)	0.63 (0.18)	0.2	ns
<i>Ficus boliviana</i>	0.55 (0.24)	1.51 (0.41)	1.16 (0.31)	1.10 (0.41)	1.2	ns
<i>Galesia integrifolia</i>	0.62 (0.14)	1.08 (0.18)		0.84 (0.19)	1.7	ns
<i>Hura crepitans</i>	0.54 (0.05) ^a	0.85 (0.07) ^b	0.91 (0.05) ^b	1.09 (0.05) ^c	13.2	<0.001
<i>Pouteria nemorosa</i>	0.31 (0.08)	0.28 (0.10)	0.44 (0.07)	1.09 (0.06)	1.1	ns
<i>Pseudolmedia laevis</i>	0.27 (0.01) ^a	0.27 (0.01) ^a		0.40 (0.01) ^b	35.2	<0.001
<i>Schizolobium amazonicum</i>	2.12 (0.36)	1.98 (0.29)	2.23 (0.26)	2.13 (0.26)	0.1	ns
<i>Spondias mombin</i>	0.53 (0.08)	0.75 (0.15)	0.74 (0.16)	0.83 (0.19)	0.8	ns
<i>Sweetia fruticosa</i>	0.27 (0.07)	0.26 (0.06)		0.32 (0.06)	0.2	ns
<i>Swietenia macrophylla</i>	0.88 (0.14) ^b	0.64 (0.08) ^{ab}	1.18 (0.20) ^a	1.29 (0.12) ^{ab}	5.9	0.001
<i>Terminalia oblonga</i>	0.26 (0.04) ^a	0.32 (0.03) ^a	0.36 (0.03) ^{ab}	0.43 (0.03) ^b	8.0	<0.001

Efecto de la infestación de bejucos y la iluminación en el crecimiento diamétrico en los AFC

En un estudio realizado por Peña-Claros *et al.* (2008a) se encontró que los árboles crecieron más rápido a medida que aumentó la iluminación de la copa y más lentamente cuando se incrementó la infestación de bejucos, además que la respuesta a la mejor iluminación tuvo variación de acuerdo al grado de infestación de bejucos; en comparación con los árboles infestados por bejucos, la respuesta de crecimiento de los árboles libres de ellos fue mucho más notoria.

Diversos estudios señalan que la infestación por bejucos tiene un efecto negativo en el crecimiento de árboles (Evans *et al.* 2003; Putz 1980; Uslar *et al.* 2004). En los bosques de la Chonta el grado de infestación de bejucos que tienen los árboles es alto. Los resultados iniciales indican que el mayor crecimiento diamétrico promedio en AFC libres de bejucos de forma natural fue de 0.77 cm/año, mientras que los árboles completamente cubiertos de bejucos presentaron una tasa de crecimiento de 0.3 cm/año, además el crecimiento puede variar de acuerdo al grado de infestación.

También se hizo un estudio sobre el efecto de la corta de bejucos en el crecimiento de los árboles infestados. En AFC, en promedio habían nueve bejucos por árbol. Las especies con mayor cantidad de bejucos fueron: *Spondias mombin* (19 bejucos/árbol), *Ficus boliviana* (18 bejucos/árbol) y *Terminalia oblonga* y *Cariniana ianeirensis* (12 bejucos/árbol). La especie con menor número de bejucos fue *Schizolobium amazonicum* (1.5 bejuco/árbol; Tabla 3.10).

El mayor crecimiento diamétrico promedio lo tuvieron los árboles libres de bejucos de forma natural (0.87 cm/año), seguido de árboles que recibieron la corta de bejucos (0.67 cm/año), mientras que los árboles con bejucos tuvieron en promedio una tasa de crecimiento de 0.37 cm/año.

A nivel de gremios ecológicos, se encontró que las esciófitas totales presentaron un crecimiento diamétrico menor, en cambio las heliófitas durables y las esciófitas parciales tuvieron un crecimiento diamétrico mayor, especialmente cuando se realiza un aprovechamiento intensivo y con aplicación de tratamientos silviculturales (Peña-Claros *et al.* 2008a). Lo mismo sucedió cuando se hizo la comparación de gremios bajo diferentes tratamientos de corta de bejucos.

Entre los árboles sin bejucos de forma natural, las heliófitas crecieron casi el doble en comparación con las esciófitas (Figura 3.11).

Efecto de la liberación en el crecimiento de árboles

El tratamiento de liberación por anillamiento se aplicó para favorecer a aquellos árboles de futura cosecha que, siendo prometedores como productores de madera, se encontraban en una situación desfavorable en la competencia por luz. El tratamiento de liberación por anillamiento consiste en la eliminación de una porción de la corteza alrededor del fuste. El corte fue realizado con motosierra de tal manera que se impidió el flujo de sustancias elaboradas (azúcares) a la raíz, lo que produjo la muerte de los árboles tratados. Además, para aumentar la probabilidad de que el individuo tratado muera, se aplicó herbicida en el área sin

Tabla 3.10. Árboles de futura cosecha liberados de bejucos. Se presenta datos sobre la cantidad total de bejucos cortados, el promedio de bejucos cortados por árbol, y el crecimiento diamétrico promedio (cm/año).

Nombre científico	Nombre vulgar	Número de árboles liberados	Total de bejucos cortados	Bejucos cortados por árbol	Crecimiento diamétrico (cm/año)
<i>Ampelocera ruizii</i>	Blanquillo	143	756	5.3	1.0
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Jichituriqui	19	82	4.3	0.4
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Momoqui	17	77	4.5	0.8
<i>Cariniana domestica</i>	Yesquero colorado	4	56	14.0	0.3
<i>Cariniana estrellensis</i>	Yesquero negro	58	434	7.5	0.6
<i>Cariniana ianeirensis</i>	Yesquero blanco	91	1088	12.0	0.6
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	33	208	6.3	0.4
<i>Centrolobium microchaete</i>	Tarara amarilla	50	439	8.8	0.8
<i>Clarisia racemosa</i>	Mururé	22	141	6.4	0.4
<i>Cordia alliodora</i>	Picana negra	80	309	3.9	0.7
<i>Ficus boliviana</i>	Bibosi colorado	46	815	17.7	1.5
<i>Gallesia integrifolia</i>	Ajo ajo	22	160	7.3	1.0
<i>Hura crepitans</i>	Ochoó	562	6214	11.1	1.0
<i>Hymenaea courbaril</i>	Paquió	10	15	1.5	0.4
<i>Pouteria nemorosa</i>	Coquino	126	1053	8.4	0.5
<i>Pseudolmedia laevis</i>	Ojoso colorado	578	3250	5.6	0.4
<i>Pterogyne nitens</i>	Ajunao	1	18	18.0	0.6
<i>Schizolobium amazonicum</i>	Serebó	103	179	1.7	2.3
<i>Spondias mombin</i>	Ocorocillo	46	898	19.5	0.8
<i>Sweetia fruticosa</i>	Maní	30	276	9.2	0.4
<i>Swietenia macrophylla</i>	Mara	47	348	7.4	0.9
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Tajibo amarillo	6	42	7.0	0.1
<i>Terminalia oblonga</i>	Verdolago	555	7002	12.6	0.4
Total		2649	23860	9.0	0.7

corteza. Sin embargo, si bien la eficacia de eliminar árboles puede ser alto, el uso de agentes químicos incrementa los costos de los tratamientos y los riesgos de contaminación. En un estudio realizado en el bosque sub-húmedo transicional (La Chonta), se encontró que el anillamiento combinado con la aplicación de herbicida 2.4-D resultó en la muerte del 97.5 % de los árboles tratados en época seca y del 90 % en época lluviosa, y el costo osciló entre 0.29 a 1.04 \$us/árbol (Ohlson-Kiehn *et al.* 2006).

Para este estudio de liberación de AFC por anillamiento, se anillaron 469 árboles, los cuales beneficiaron a 3215 árboles de 10 a 70 cm. Los efectos de la liberación por anillamiento se compararon con los efectos de la liberación por aprovechamiento y con aquellos que estuvieron libres naturalmente. La efectividad del tratamiento anillado fue del 72%, que corresponde a 338 árboles muertos por anillamiento después de 5 años de la aplicación del tratamiento. La tasa de crecimiento promedio de árboles liberados naturalmente fue de 0.78 cm/año, mientras que para los árboles liberados con anillamiento o por el aprovechamiento la tasa osciló entre 0.65 a 0.70 cm/año, siendo similares estadísticamente. Sin embargo, el crecimiento de aquellos árboles que funcionaron como testigos (es decir sin liberación) alcanzó una tasa de 0.55 cm/año (Figura 3.7). Esto indica que este tratamiento puede incrementar el crecimiento en un 20%.

Las especies que mejor respondieron al tratamiento de liberación por anillamiento fueron: *Gallesia integrifolia*, *Schizolobium amazonicum*, *Cordia alliodora*, *Swietenia macrophylla*, *Hura crepitans*, *Cariniana*

laneirensis y *Caesalpinia pluviosa* (Tabla 3.11). Otras que respondieron positivamente al tratamiento fueron las especies heliofitas durables y esciófitas parciales en comparación con las esciófitas totales, este mismo comportamiento fue encontrado en un bosque del Bajo Paraguá (Villegas *et al.* 2008a). Estos resultados sugieren nuevamente la importancia de conocer la dinámica de las especies que se quiere manejar para poder determinar los tratamientos silviculturales adecuados y de esta forma incentivar su crecimiento. A veces el tratamiento no tiene el efecto esperado, como ocurrió en un estudio realizado en la Amazonia (Alarcón *et al.* 2007).

Efecto de la escarificación del suelo en la regeneración natural

Uno de los temas de mayor preocupación es la baja regeneración natural de especies comerciales, ya que sin una regeneración adecuada de las especies aprovechadas es prácticamente imposible lograr el manejo forestal sostenible (Fredericksen y Peralta 2001). Se estima que el 78% de las especies actualmente aprovechadas tiene problemas de regeneración (Mostacedo y Fredericksen 1999), lo que pone en riesgo de extinción comercial a muchas especies maderables en caso de que no se encuentren alternativas para su mejoría. En vista de esta realidad, se han comenzado a investigar tratamientos silviculturales que puedan mejorar la regeneración natural de las especies comerciales. Entre estos tratamientos se encuentran: la escarificación de suelos y el enriquecimiento, este último es aplicado como una manera de inducir y de asistir artificialmente a la regeneración de especies valiosas.

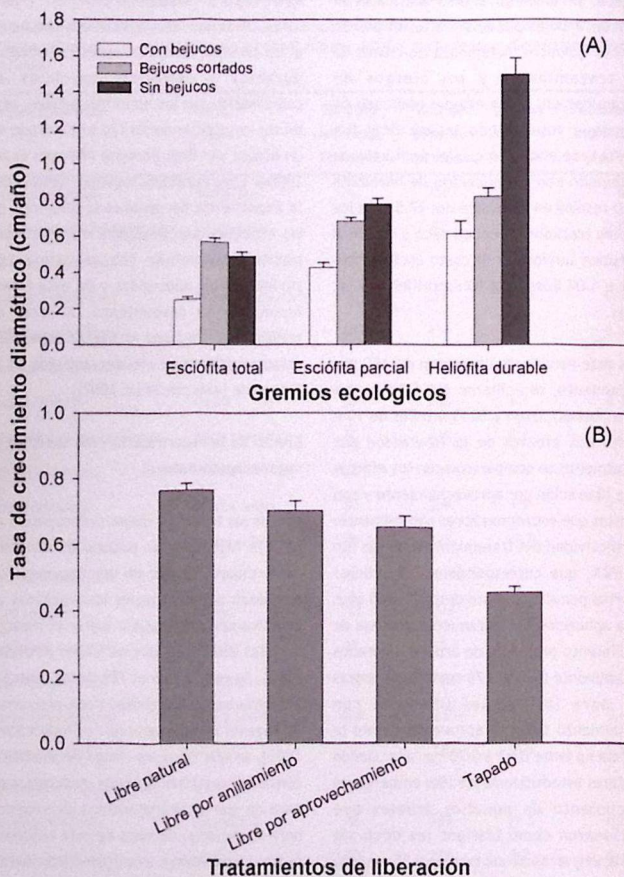


Figura 3.11. Tasa de crecimiento diamétrico de árboles con diferentes tratamientos de corte de bejucos clasificados según gremios ecológicos (A) y según tratamientos de liberación (B). Los datos son promedios y error estándar.

Tabla 3.11. Promedio de tasa de crecimiento diamétrico ($\pm$ error estándar) por tratamiento de anillado de los AFCs.

Nombre científico	Nombre vulgar	Libre natural	Libre por anillamiento	Libre por aprovechamiento	Tapado
<i>Ampelocera Ruizii</i>	Blanquillo	1.25 (0.09)	0.93 (0.12)	1.09 (0.17)	0.85 (0.08)
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Jjichituriqui	0.68 (0.11)	0.57 (0.15)	0.20 (0.10)	0.26 (0.08)
<i>Coesalpinia pluviosa</i>	Momoqui	0.73 (0.14)	0.94 (0.22)	0.78 (0.16)	0.66 (0.13)
<i>Cariniana domestica</i>	Yesquero colorado	0.38 (0.10)	---	0.39 (0.09)	0.22 (0.11)
<i>Cariniana estrellensis</i>	Yesquero negro	0.60 (0.07)	0.43 (0.11)	0.83 (0.34)	0.64 (0.12)
<i>Cariniana laneirensis</i>	Yesquero blanco	0.55 (0.05)	0.94 (0.23)	1.13 (0.40)	0.39 (0.18)
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	0.40 (0.06)	0.53 (0.12)	0.05 (0.08)	0.29 (0.07)
<i>Centrolabium microchaete</i>	Tarara amarilla	0.71 (0.10)	1.09 (0.14)	0.84 (0.13)	0.69 (0.15)
<i>Cordia alliodora</i>	Picana negra	0.77 (0.08)	1.50 (0.81)	0.59 (0.24)	0.20 (0.06)
<i>Ficus boliviana</i>	Bibosi colorado	1.83 (0.24)	0.91 (0.24)	1.2	0.74 (0.21)
<i>Galesia integrifolia</i>	Ajo	1.03 (0.24)	2.52 (0.68)	0.88 (0.20)	0.66 (0.15)
<i>Hura crepitans</i>	Ochoa	1.02 (0.04)	0.95 (0.06)	1.03 (0.10)	0.90 (0.06)
<i>Hymenaea courbaril</i>	Paquílo	0.69 (0.17)	0.20 (0.06)	0.21	0.11 (0.04)
<i>Pouteria nemorosa</i>	Coquino	0.61 (0.07)	0.40 (0.07)	0.84 (0.23)	0.32 (0.05)
<i>Pseudolmedia laevis</i>	Ojoso colorado	0.42 (0.02)	0.44 (0.03)	0.47 (0.03)	0.27 (0.01)
<i>Pterogyne nitens</i>	Ajunao	1.15	---	---	0.03
<i>Schizolobium amazonicum</i>	Serebó	2.33 (0.14)	2.25 (0.78)	1.68 (1.49)	1.86 (0.36)
<i>Spondias mombin</i>	Ocorocillo	0.87 (0.12)	0.62 (0.23)	0.42 (0.09)	0.48 (0.15)
<i>Sweetia fruticosa</i>	Maní	0.46 (0.09)	0.35 (0.16)	0.38 (0.11)	0.17 (0.04)
<i>Swietenia macrophylla</i>	Mara	1.06 (0.11)	1.07 (0.19)	0.85 (0.19)	0.62 (0.13)
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Tajibo amarillo	0.14 (0.06)	0.33 (0.15)	0.23	0.05 (0.02)
<i>Terminalia oblonga</i>	Verdelago	0.43 (0.02)	0.43 (0.03)	0.44 (0.06)	0.34 (0.03)
Total		0.77 (0.02)	0.70 (0.03)	0.65 (0.03)	0.46 (0.02)

La escarificación o remoción del suelo se aplica para favorecer y crear condiciones óptimas para la regeneración natural de las especies comerciales. Este tratamiento silvicultural, además de mejorar la regeneración de especies comerciales, puede al mismo tiempo brindar mejores condiciones favorables para las especies no comerciales. Generalmente se realiza en los claros de aprovechamiento forestal (Fredericksen et al. 2001). Por ejemplo, en un estudio realizado en La Chonta sobre la remoción del suelo con "skidder", éste favoreció en una regeneración 10 veces superior de *Schizolobium amazonicum*, una especie heliófita comercial (Fredericksen y Pariona 2002).

El objetivo de la escarificación del suelo es liberar algunos de los obstáculos tales como basura y desechos de madera, que pueden obstruir en la germinación y el establecimiento de las plantas de semillero comercial y también eliminar la vegetación que podría competir con la regeneración de árboles, como son hierbas y bejucos. También sirve para remover el suelo y lograr que las semillas que se encontraban enterradas queden en la superficie del suelo y en condiciones para germinar. Este tratamiento se debe realizar en áreas con poca pendiente, áreas donde no hay regeneración avanzada de especies comerciales y donde haya suficiente número de árboles semilleros (Prieto-Rodao 2009).

Para este estudio se seleccionaron 180 claros de aprovechamiento dentro de las parcelas experimentales del IBIF, de los cuales 90 recibieron escarificación y otros 90 funcionaron como control. Dentro de cada

uno de ellos se instalaron parcelas de 5 x 5 m, que fueron establecidas inmediatamente después de la corta de árboles y que se evaluaron durante 6 años (Prieto-Rodao 2009). Dentro de las parcelas de escarificación se evaluaron sólo las especies comerciales y se clasificaron en diferentes gremios ecológicos: dos de ellas son esciófitas totales, ocho especies son esciófitas parciales y 15 especies son heliófitas durables.

En el estudio realizado por Prieto-Rodao (2009), se muestra que la densidad de las especies comerciales aumentó a través del tiempo para los primeros cuatro años en las parcelas escarificadas y en las parcelas no escarificadas disminuyó en los dos últimos años. El total de la densidad varió a través del tiempo entre los diferentes gremios ecológicos: la densidad de individuos de especies comerciales fue significativamente mayor en el tratamiento con escarificación durante todo el período de evaluación. Incluso 6 años después de la aplicación de tratamiento, hubo un efecto positivo del tratamiento sobre la densidad de las parcelas con escarificación, que fue casi el doble que en las parcelas sin escarificación (Figura 3.12). Un efecto contrario sucedió en las especies tolerantes a la sombra (esciófitas totales), que tuvieron un gran aumento en la densidad de individuos en las parcelas no escarificadas en comparación con las escarificadas en los cuatro primeros años de aplicación de tratamiento. Sin embargo, después de seis años hubo una disminución de la densidad en las parcelas no escarificadas y un aumento considerable en las parcelas con escarificación (Figura 3.12).

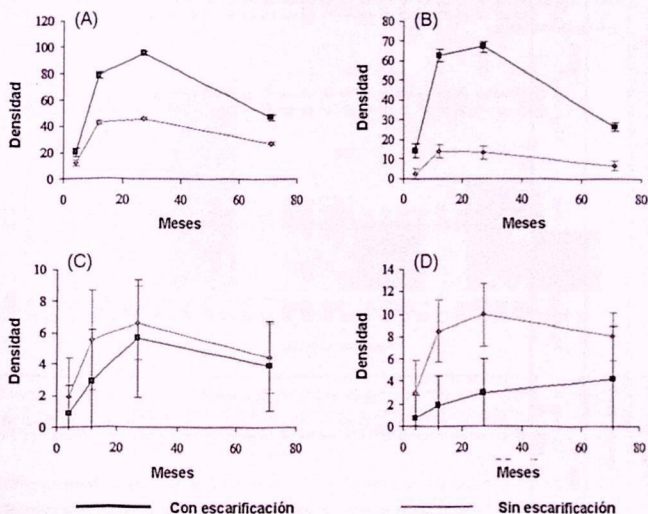


Figura 3.12. Cambios en la densidad de individuos por cada 100 m² (media $\pm$ desviación estándar) de las especies comerciales a lo largo del tiempo: (A) = densidad de todas las especies comerciales, (B) = densidad de especies heliófitas durables, (C) = densidad de especies esciófitas parciales y (D) = densidad de especies esciófitas totales (Prieto - Rodao, 2009).

A nivel de especies, en parcelas escarificadas hubo mayor abundancia de *Calycophyllum spruceanum*, *Gallesia integrifolia* y *Maclura tinctoria*, mientras que en parcelas no escarificadas las más abundantes fueron *Ampelocera ruizii*, *Aspidosperma cylindrocarpon*, *Hura crepitans*, *Pouteria nemorosa* y *Cariniana* spp. (Tabla 3.12). Después de la escarificación, al inicio *Pseudolmedia laevis* tuvo mayor abundancia en las parcelas no escarificadas, pero después de seis años se incrementó seis veces en las parcelas escarificadas (Tabla 3.12).

La tasa de crecimiento promedio en altura absoluta fue mayor en las parcelas no escarificadas (20.3 cm/año) que en las parcelas escarificadas (18.6 cm/año). Entre cada gremio ecológico, para las especies heliófitas durables la tasa de crecimiento fue similar entre áreas escarificadas y no escarificadas. En las esciófitas parciales o esciófitas totales hubo un leve incremento en las parcelas escarificadas en comparación con las parcelas no escarificadas (Figura 3.13).

Tabla 3.12. Abundancia relativa de brinzales de especies arbóreas después de 4 meses, 12 meses, 4 años y 6 años de la aplicación de la escarificación. Proporción Es / Nes es entre las parcelas escarificadas y no escarificadas. Valores > 1 representan una mayor densidad en las parcelas escarificadas y < 1 representan una mayor densidad en las parcelas no escarificadas. Fuente: Prieto - Rodao, 2009.

Especies	4 meses		12 meses		4 años		6 años	
	Abundancia	Es/Nes relativa	Abundancia	Es/Nes relativa	Abundancia	Es/Nes relativa	Abundancia	Es/Nes relativa
<i>Ampelocera ruizii</i>	9.4	0.1	6.3	0.3	9.1	0.3	10.0	0.5
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	0.3	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0
<i>Batocarpus amazonicus</i>	5.5	0.6	2.1	1.2	2.8	0.9	3.2	0.9
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	2.0	0.3	3.0
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	17.9	117	28.8	9.7	17.1	12.6	9.5	16
<i>Cariniana domestica</i>	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0
<i>Cariniana estrellensis</i>	0.6	1.0	0.6	0.9	0.8	0.5	0.5	0.4
<i>Cariniana ianeirensis</i>	0.3	0.0	0.4	0.7	0.3	0.4	0.5	0.3
<i>Cedrela fissilis</i>	0.3	1.0	0.1	2.0	0.1	1.0	0.0	0.0
<i>Ceiba pentandra</i>	0.3	0.0	0.6	1.0	0.2	0.3	0.2	1.0
<i>Centrobium microchaete</i>	4.8	2.4	1.9	5.9	1.6	16.0	1.3	7.0
<i>Cordia alliodora</i>	0.3	0.0	0.2	1.5	0.5	2.0	0.5	2.5
<i>Ficus boliviana</i>	2.1	13	2.4	1.1	1.4	1.1	0.2	2.0
<i>Galliesia integrifolia</i>	1.5	0.8	24.5	8.1	30.1	3.8	16.5	3.0
<i>Hura crepitans</i>	2.1	0.4	0.8	0.4	0.9	0.5	1.9	0.8
<i>Hymenaea courbaril</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.0
<i>Maclura tinctoria</i>	12.7	1.8	8.7	2.5	10.4	2.1	12.5	2.9
<i>Pouteria nemorosa</i>	2.7	0.2	1.1	0.2	1.4	0.3	2.1	0.7
<i>Pseudolmedia laevis</i>	10.0	0.8	4.6	0.5	5.4	0.7	29.2	5.7
<i>Pterogyne nitens</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	1.0	0.0	0.0
<i>Schizolobium amazonicum</i>	21.2	6.0	5.7	2.4	3.6	2.9	2.2	1.2
<i>Spondias mombin</i>	7.6	8.8	4.2	1.8	5.1	1.0	1.4	1.1
<i>Sweetia fruticosa</i>	0.3	0.0	0.6	1.3	0.3	1.0	0.5	1.5
<i>Swietenia macrophylla</i>	0.3	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0
<i>Tabebuia serratifolia</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Terminalia oblonga</i>	0.9	0.5	6.0	0.6	8.4	3.4	6.8	2.4
Total	100	2	100	2.6	100	2.1	100	2.5

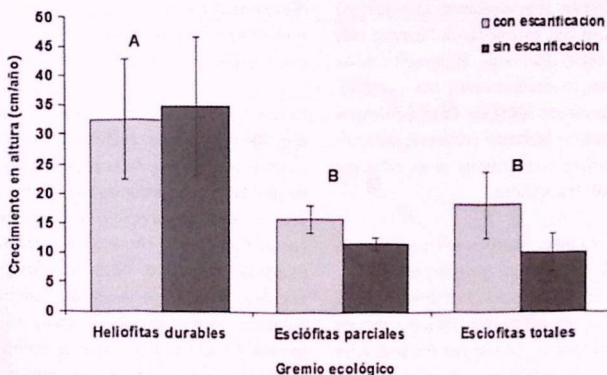


Figura 3.13. Tasa de crecimiento en altura (cm/año) de brinzales y latizales, 6 años después del tratamiento de las especies comerciales por gremio ecológico. Los datos son promedios y desviación estándar. Diferencias significativas en las tasas de crecimiento entre gremios se muestran con una letra mayúscula.

Enriquecimiento con mara (*Swietenia macrophylla*) en claros de aprovechamiento

Para el presente estudio se evaluaron 60 claros de aprovechamiento que fueron enriquecidos con mara (*Swietenia macrophylla*) de dos procedencias; plántulas y semillas. Del total de estos claros, 40 tenían aproximadamente 6 meses de antigüedad y 20 eran recientes. Los criterios de selección de los claros fueron su tamaño (se descartaron los más pequeños) y que no hubiese regeneración natural avanzada de especies comerciales. El enriquecimiento se realizó en diciembre de 2001 y la recolección de semillas se hizo en septiembre del mismo año. Las plántulas estuvieron en el vivero aproximadamente 3 meses antes de ser trasplantadas en los claros de aprovechamiento. Las semillas de mara se recolectaron en el mismo sitio donde se hizo el experimento y se utilizaron para realizar

la siembra directa y para producir los plantines en vivero.

Posteriormente, los claros fueron evaluados en marzo de 2002, diciembre de 2002, diciembre de 2003, junio de 2005 y finalmente en abril de 2007.

En cada claro se delimitó el área y luego se marcó una línea principal de sur a norte. Sobre la línea principal se trazaron líneas perpendiculares cada dos metros. Sobre cada perpendicular se sembró y plantó cada dos metros una semilla y una plántula de mara alternadamente. Las plántulas trasplantadas tenían en promedio una altura de 30 cm al momento del trasplante. A su vez, a cada claro se le asignó un determinado tratamiento: testigo (20 claros, sin liberación y sin limpieza), claros con liberación (20 claros, limpieza de la vegetación de especies no comerciales con machete), claros con

aplicación de herbicida Roundup (10 claros, eliminación de la vegetación con herbicida) y claros con aplicación de Roundup más liberación (10 claros, eliminación de la vegetación con herbicida y con machete). En este estudio se determinó la supervivencia de plántulas, el ataque del insecto *Hypsiphyla grandella* y el crecimiento de los individuos en cada tratamiento.

Los resultados muestran una supervivencia del 74 % de plántulas provenientes de vivero, a diferencia del porcentaje a partir de semillas que fue del 46%. Estos porcentajes se mantuvieron durante casi dos años. A los 4 años de evaluación, el porcentaje de supervivencia se redujo en casi un 10% en ambos casos, hasta que a los 5 años de evaluación el porcentaje bajó a un 36% a partir de plántulas y a un 24% a partir de semillas (Figura 3.14A). Hubo una mayor tasa de supervivencia en aquellos claros donde se aplicó Roundup, comparado con aquellos donde se aplicó limpieza con machete y Roundup o limpieza sólo con machete (Figura 3.14B). Los resultados que se encontraron en La Chonta son bajos en comparación con los encontrados en la región tropical húmeda de Costa Rica, donde en plantaciones asociadas con especies de *Inga* spp. se obtuvo una supervivencia de entre 65 y 79% (Chanto 1999).

Sobre el ataque del *Hypsiphyla grandella* en plántulas procedentes de semillas y plantines, las más atacadas fueron aquellas plántulas que recibieron Roundup y Roundup + limpieza manual, las cuales llegaron a un porcentaje del 23% y del 28% de individuos atacados. En cambio, en las áreas sin limpieza o aquellas con limpieza manual, tuvieron un ataque sólo del 13% y del 15% respectivamente (Figura

3.15). Algunos autores indican que el ataque del insecto es menor en bosques secundarios o en sitios donde existe combinación con otras especies (Newton *et al.* 1993).

La tasa de crecimiento en altura en plántulas que fueron plantadas fue de 50 cm/año, mientras que para plántulas nacidas a partir de semillas fue alrededor de 35 cm/año. En cambio, la tasa de crecimiento diamétrico fue de 0.40 a 0.70 cm/año en plántulas plantadas y de 0.20 a 0.50 cm/año en plántulas a partir de semillas. También hubieron diferencias significativas en el crecimiento tanto en altura como en diámetro según los tratamientos de limpieza aplicados. En ambos tipos de procedencias (plántulas o semillas) el crecimiento fue mayor en claros donde se hizo limpieza manual más la aplicación del herbicida Roundup. También se hizo una comparación entre los individuos afectados por el insecto *Hypsiphyla grandella* con aquellos que no fueron afectados, y se vio que no hubo diferencia en la tasa de crecimiento debido a este insecto.

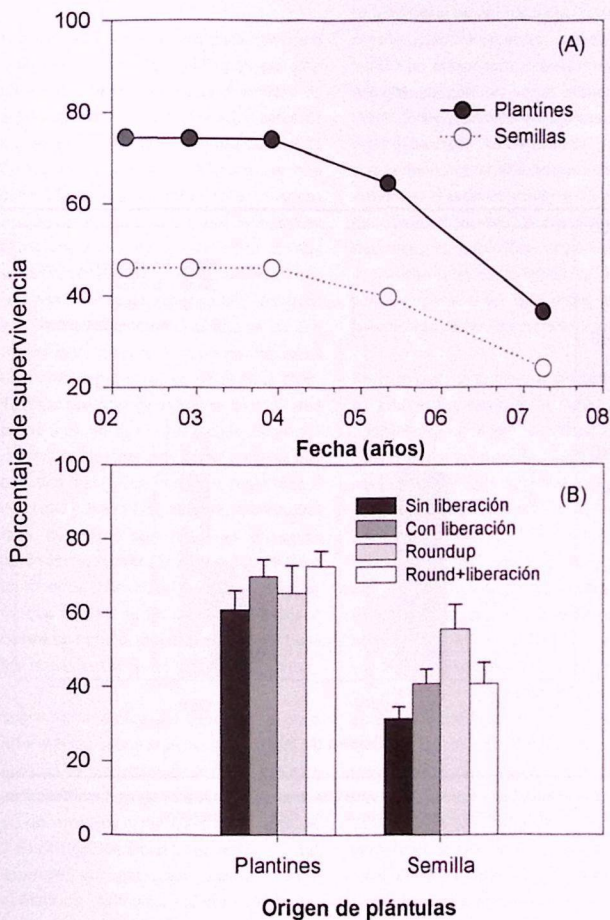


Figura 3.14. Porcentaje de supervivencia de plántulas de mara procedentes de plantines producidos en vivero o de semillas sembradas directamente en los claros y monitoreados a través de varios años (A) y en cuatro tratamientos de limpieza (B).

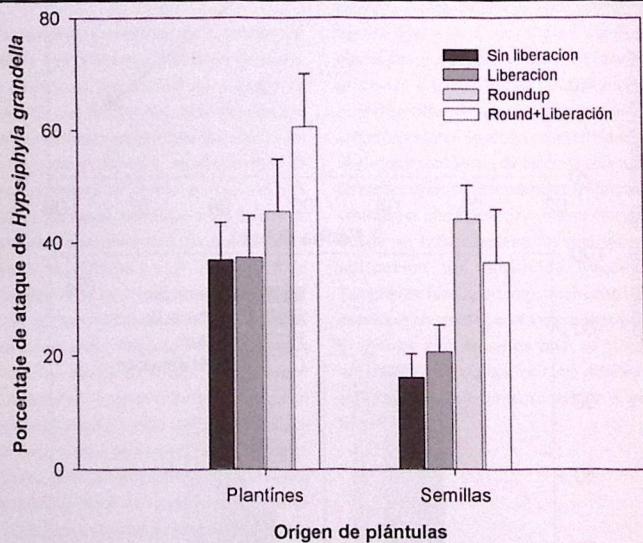


Figura 3.15. Promedio ($\pm$ error estándar) del porcentaje de ataque de *Hypsipyla grandella* en el establecimiento de plántulas de mara procedentes de semilla y plantas en los diferentes tratamientos.

Conclusiones

El bosque sub-húmedo transicional que posee Guarayos es uno de los bosques con alto potencial maderable y alta diversidad de especies arbóreas. En base a los datos de parcelas permanentes ubicadas en la Concesión Forestal La Chonta, se han obtenido resultados sobre características ecológicas y silviculturales que ayudarán en el manejo adecuado de esta región. En ella se encontraron 182 especies arbóreas, con un promedio de 63 especies por hectárea. La familia Leguminosae es una de las que tiene mayor número de especies, lo cual es confirmado por otros estudios en la zona. Tanto la densidad de individuos como su área basal indican que este bosque tiene una moderada abundancia y dominancia, ya que bosques más secos tienden a tener menos densidad y área basal, mientras que bosques más húmedos son mayores en estos parámetros. Por otro lado, este bosque tiene un nivel de infestación de bejucos leñosos, ya que un 68% de los árboles tiene por lo menos un bejuco, mientras que un 10% tiene las copas totalmente infestada de ellos.

Sobre la dinámica del bosque, hay poca información sobre aspectos fenológicos, lo cual no ha permitido desarrollar más esta sección. Sin embargo, se sabe que la mayoría de las especies maderables tiene floración y fructificación anual y son muy pocas las especies con patrones supra-anales o continuos. Asimismo, la mayoría de las especies maderables tiene una dispersión por viento, aunque también hay otras dispersadas por animales o con mecanismos propios de autodispersión. Acompañando a la dispersión está la producción de semillas, que en general es buena para las especies

consideradas en este estudio. Estas características son favorables para una buena regeneración de especies, que de hecho parece ser buena para el bosque en forma general, aunque hay varias especies que tienen serios problemas de regeneración. La perturbación provocada por el aprovechamiento forestal favorece de alguna manera en el establecimiento y crecimiento de individuos jóvenes, ya que aprovechan los recursos luminicos disponibles en micrositios tales como los claros. En este sentido, parece ser que entre las más beneficiadas están las especies esciófitas.

Por otro lado, la tasa anual de crecimiento de árboles fue de 0.39 cm, valor que es considerado intermedio, siendo que en otros lugares puede ser mayor o menor. De todas maneras, la variación de tasas de crecimiento es grande, aunque por lo general es promovida por la intensidad del aprovechamiento. Los datos de mortalidad y reclutamiento indican que el bosque está en decaimiento, ya que en todos los registros obtenidos hay una mayor tasa de mortalidad que de reclutamiento, a pesar de que a nivel de especies la relación entre ambos parámetros puede variar. Por su parte, el stock de carbono en términos de biomasa tiende a ser similar al de otros bosques, ya sean estos secos o más húmedos. La tasa de secuestro de carbono es lenta y es más notoria en áreas con aprovechamiento. También se ha notado que la pérdida de biomasa por el fuego es muy alta y esto se pudo determinar gracias a un evento de fuego que ocurrió en las parcelas testigo.

Es claro que la región de Guarayos tiene un alto potencial forestal para la extracción de madera y de algunos productos no

maderables. En la actualidad, Guarayos se considera como uno de los centros más importantes de provisión de madera. La potencialidad es elevada, ya que existen especies que aún no se han aprovechado o de las cuales no se conocen sus características físico-mecánicas y peor aún sus características ecológicas y silviculturales. La aplicación de tratamientos silviculturales afecta positivamente en la regeneración y crecimiento de especies maderables, además de reducir el impacto producido a la masa remanente. Áreas con mayor intensidad de aprovechamiento pueden aumentar más del 30% comparadas con áreas sin aprovechar. La corta de bejucos, un tratamiento silvicultural fácil de implementar en interacción con la posición de la copa de los árboles, puede aumentar la tasa de crecimiento diamétrico de manera significativa. De igual manera, la liberación de árboles por medio de anillamiento favorece el crecimiento en un 80%.

Es recomendable realizar tratamientos de escarificación, ya que tanto la densidad como la abundancia se incrementan positivamente. Finalmente, los ensayos de enriquecimiento de mara (*Swietenia macrophylla*) han permitido evaluar diferentes métodos de siembra y tratamientos de limpieza que ayudan en la supervivencia y crecimiento de la especie. Tal como ha sido experimentado en otros países es posible regenerar la mara dentro del bosque, gracias a sus características, aunque la tasa de crecimiento es variado para individuos de la misma edad debido al efecto de varios factores al mismo tiempo.

CAPÍTULO

4

Bosque Amazónico

Introducción

El bosque amazónico se encuentra en la parte norte de Bolivia, área de bosque continuo de aproximadamente 100.000 km², que cubre el departamento de Pando, la provincia Vaca Díez en el departamento del Beni y una parte de la provincia Iturralde en el departamento de La Paz (Jong de 2004), representando cerca del 10% de la superficie total del país. La amazonia boliviana no tiene una clara subdivisión interna pero en los hechos se reconoce al extremo norte de Bolivia como la región norte amazónica de Bolivia, denominada también oficialmente como la región castañera de Bolivia. El 75% de la superficie amazónica está cubierto por bosque alto tropical de tierra firme. La región se caracteriza especialmente por la presencia de especies como la castaña (*Bertholletia excelsa*) y la siringa (*Hevea brasiliensis*).

El norte amazónico boliviano no se inserta en un modelo de apertura de frontera agropecuaria, uso intensivo y mayor ampliación de frontera (PNUD 2008), mas bien se evidencia una tendencia hacia la agricultura de roza y quema, y ganadería de pequeña escala. Sin embargo, aunque esta amenaza está latente para el desarrollo económico y humano, hoy en día esta región

es una de las que presenta un mejor estado de conservación en Bolivia (Ibisch y Araujo 2003).

Hace más de 10 años se decía que la superficie del norte amazónico boliviano estaba compuesta en un 94% por bosque en su mayoría intacto, un 3% por barbechos y otro 3% por desmonte para agricultura y ganadería (PNUD 2008). Ibisch y Mérida (2003) corroboraron que la región tiene un grado de conservación bueno a excelente, lo que podría estar estrechamente ligado a la extracción de la goma hace un siglo, y de la castaña actualmente, debido a que ambos productos requieren del bosque en pie. Al mismo tiempo, la baja densidad poblacional, la tardía incorporación del área en la economía nacional y los altos costos de transporte han reducido, hasta hace poco, las presiones antropogénicas sobre estos recursos forestales (PNUD 2003).

El departamento de Pando tiene un clima tropical húmedo y cálido (ZONISIG 1997). El período seco es de 3 meses en el sector oeste y de 4 meses en el sector este del departamento, con una precipitación pluvial de 100 mm/mes, aproximadamente. Se registran diferencias de precipitación y temperatura entre las estaciones

metereológicas de Cobija y Riberalta; en esta última la precipitación media anual alcanza a 1774 mm y 26.2 °C, con medias mensuales de 24.9 °C en junio y 26.7 °C en marzo. La precipitación en la cuenca del Orthon es de 1700 - 2000 mm/año y la temperatura es de 25 a 26 °C, con los meses más cálidos en octubre y noviembre que alcanzan a 28 °C y el más frío en julio, con 10° C (Alarcón *et al.* 2007; Soliz 2004; ZONISIG 1997).

En Pando se diferencian dos tipos de suelos: suelos de las planicies altas y suelos de las llanuras aluviales. Los suelos de las planicies altas se caracterizan por tener buena estructura, drenaje y profundidad, pero son pobres químicamente, tienen baja fertilidad y frecuentemente tienen niveles altos de Aluminio (Toledo *et al.* 2008b). En las llanuras aluviales los suelos son más ricos debido al transporte de sedimentos desde la cordillera de los Andes. Sin embargo, estos suelos están condicionados a las inundaciones que se producen en los alrededores de los ríos (ZONISIG 1997).

Este capítulo sintetiza los hallazgos encontrados sobre la ecología y dinámica de los bosques y las especies arbóreas del bosque amazónico. Aquí se revisan la diversidad y abundancia de especies arbóreas, estructura del bosque y poblaciones, producción y dispersión de semillas, la regeneración natural, mortalidad y reclutamiento, crecimiento de árboles y cantidad de carbono disponible en esta región. Asimismo, se evalúa la disponibilidad y potencial de productos maderables y no maderables que tiene la región amazónica boliviana, y finalmente se muestran los resultados de los tratamientos silviculturales realizados en la concesión forestal SAGUSA. Cabe destacar que este

trabajo es uno de los pocos que combina el conocimiento ecológico y su aplicación para fines de manejo forestal con el fin de promover la sostenibilidad del bosque amazónico.

Caracterización de la concesión forestal SAGUSA

En esta sección se presentan las características biofísicas de la concesión forestal SAGUSA, lugar donde se tiene instalado un bloque de parcelas experimentales y que ha brindado la mayor información sobre la dinámica del bosque y experimentos silviculturales. Según el Plan de Uso del Suelo del departamento de Pando (ZONISIG 1997), Sagusa se encuentra dentro de la categoría de tierras de uso forestal. Las áreas de tierras forestales se caracterizan por reunir condiciones para uso forestal bajo manejo sostenible, para la producción permanente de madera y otros productos forestales no maderables y que prestan servicios ambientales (ZONISIG 1997).

El área de estudio está ubicada en los paralelos 09° 49'S y 67° 48'W a unos 185 km NE de la ciudad de Cobija, provincia Nicolás Suárez, tercera sección del cantón Mercier del Municipio de Bella Flor, departamento de Pando (Figura 4.1). La concesión tiene una superficie de 66087 ha.

En base al inventario forestal realizado, el área de SAGUSA ha sido dividida en cuatro tipos: uso forestal o bosque productivo (61252 ha), servidumbres ecológicas no sujetas a la intervención forestal (4522 ha), área con otros usos como son los pastizales (150 ha) y área correspondiente a caminos (162 ha) (Soliz 2004).

De acuerdo al mapa de vegetación de Bolivia, esta región pertenece a un bosque amazónico de colinas del noroeste de Pando (Navarro y Ferreira 2007). La cobertura es densa perennifolia ombrófila, de baja altura y no inundable.

La fisonomía de estos bosques se caracteriza por la presencia de árboles emergentes que llegan a los 40 m de altura, con registros más frecuentes de: castaña (*Bertholletia excelsa*), bitumbo colorado (*Couratari macrocarpa*), paquicillo (*Hymenaea parvifolia*), paquió (*Hymenaea courbaril*), siringa (*Hevea brasiliensis*), quecho (*Brosimum utile*), verdolago (*Terminalia amazonica*), yesquero (*Cariniana micrantha*), almendrillo chico (*Apuleia leiocarpa*), toco colorado (*Parkia pendula*), tamarindo (*Dialium guianense*) y almendrillo grande (*Dipteryx odorata*).

El estrato co-dominante e intermedio está conformado por árboles cuya altura es mayor a 10 m y menor a 30 m, y las especies más frecuentes son: *Tetragastris altissima*, *Iriartea deltoidea*, *Pseudolmedia laevis*, *Euterpe precatoria*, *Brosimum lactescens*, *Sclerolobium* cf. *rugosum*, *Iryanthera juruensis*, *Protium* sp., *Oenocarpus batava* y *Pouteria* sp.

En el estrato inferior las especies predominantes son: *Siparuna* sp., *Phenakospermum guyanense*, *Tetragastris altissima*, *Iriartea deltoidea*, *Siparuna cuspidata*, *Oenocarpus mapora*, *Rinoreaocarpus ulei*, *Protium* sp. y *Brosimum lactescens*, entre otras, que alcanzan alturas inferiores a los 10 m. Por estas características y por su relieve se puede decir que pertenecen a un bosque de tierra firme de peneplanicies y colinas (Licon 2007).

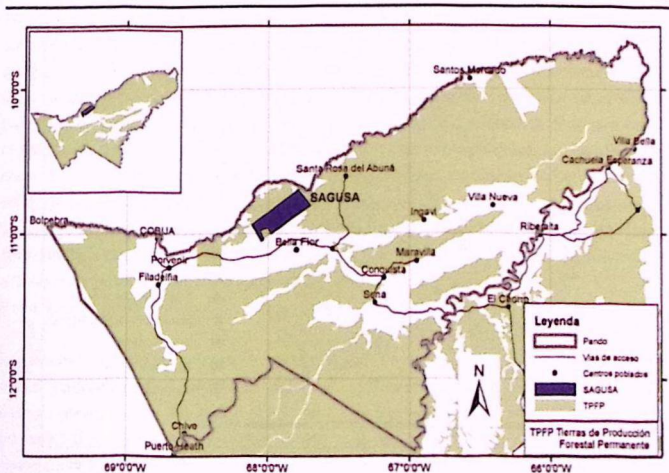


Figura 4.1. Ubicación geográfica de la concesión forestal SAGUSA S.R.L., uno de los sitios donde se generó gran parte de la información mostrada en este capítulo.

Diversidad de especies

Diversidad y abundancia de especies

El estudio de diversidad y abundancia de especies del bosque amazónico está basado en dos tipos de muestreo: el primero realizado en todo el departamento de Pando (30 puntos de muestreo, cada uno con transectos de 10 x 1000 m (1 ha) (Mostacedo *et al.* 2006a) y el segundo realizado en la concesión forestal SAGUSA, pero con la finalidad de determinar variaciones de diversidad y abundancia en diferentes áreas con variaciones de intensidad de aprovechamiento. Para este segundo caso se utilizaron parcelas de 1ha con distintas intensidades de aprovechamiento (4 tratamientos: testigo, normal, mejorado e intensivo; 4 repeticiones por tratamiento)⁴.

En el estudio realizado por Mostacedo *et al.* (2006a) se determinaron 5 tipos de bosque en todo el departamento de Pando, los cuales fueron denominados: bosque alto de tierra firme (BTF), bosque del escudo precámbrico (BEP), isla de bosque y chaparral (IBC), bosque de varzea (BVA) y bosque de igapó (BIG) (Figura 4.2). Además de estos bosques existen algunos tipos de vegetación que son peculiares, tales como el cerrado, las sabanas inundables y el bosque monodominante inundado de la palmera *Mauritia flexuosa*, que también se encuentra en zonas inundables. En la parte suroeste de la amazonia en nuestro país se encuentra también el bosque amazónico sub-andino y en la parte sureste, el bosque de transición chiquitano - amazónico (Ibisch y Mérida 2003).

⁴ Ver detalles del diseño en el Capítulo I

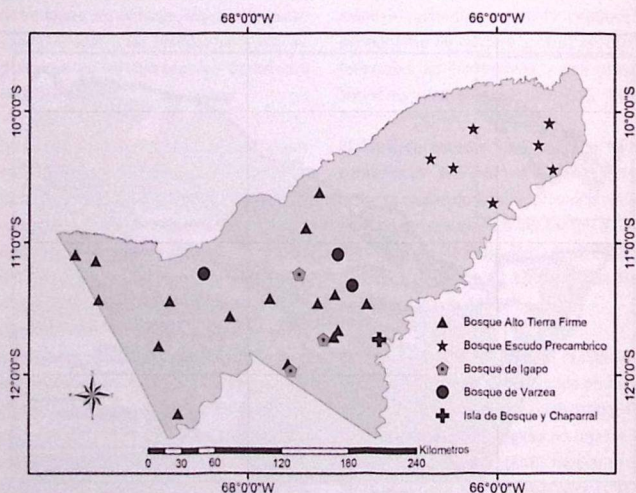


Figura 4.2. Clasificación de tipos de bosque en la amazonia boliviana del departamento de Pando, realizado en base a un análisis de componentes principales con datos florísticos y de abundancia (Mostacedo *et al.* 2006a).

Composición florística

Las familias con mayor abundancia de individuos en la mayoría de los tipos de bosque en Pando fueron las Moraceae y Palmae, siendo familias típicas en los bosques amazónicos (Salomao y Lisboa 1988; Smith y Killeen 1998; Terborgh y Andresen 1998). Sin embargo, en los bosques altos de tierra firme y del Escudo Precámbrico, las familias Burseraceae y Leguminosae-Caesalpinaceae también tuvieron su importancia. En la isla de bosque y chaparral la familia Lythraceae fue otra de las abundantes, mientras que las familias Lecythidaceae y Melastomataceae fueron abundantes en los bosques de Igapó, y Sapotaceae lo fue en los bosques de varzea. Las especies más abundantes fueron *Pseudolmedia laevis*, *Tetragastris altissima* y *Brosimum lactescens*. Las primeras dos especies fueron también las más abundantes en el bosque de tierra firme, aunque *Tetragastris* lo fue de igual manera en el bosque del escudo precámbrico. En la isla de bosque y chaparral, *Physocalymna scaberrimum* y *Phenakospermum guyanense* fueron las más abundantes mientras que en el bosque de igapó y varzea la especie más abundante fue *Brosimum lactescens*, aunque en el igapó dos especies de *Eschweilera* llegaron a ser importantes también por su abundancia. Otras especies abundantes en el bosque de varzea fueron *Theobroma cacao* y una especie de *Trichilia*.

Hay muchas especies raras (es decir, con un número reducido de individuos) en los bosques mencionados. En el BTF el 53% de las especies arbóreas tiene menos del 5% de abundancia relativa (AR), siendo las más raras: *Abarema* sp., *Anacardium giganteum* y *Aspidosperma vargasii*. En el BEP el 25%

de las especies arbóreas fue considerado raro, como ejemplos se pueden mencionar: *Abuta grandiflora*, *Attalea maripa* y *Bixa arborea*. En la isla de bosque y chaparral el 31% de especies arbóreas fue considerado raro, como ejemplos se pueden mencionar: *Amaloua guianensis*, *Aspidosperma* sp. y *Brosimum guianense*. En el bosque de igapó y varzea el 20% de las especies arbóreas ha sido considerado raro. Como ejemplos en BIG se tienen: *Aniba* sp., *Attalea speciosa* y *Buchenavia* sp., y en BVA se tienen: *Aspidosperma* sp., *Astronium lecontei* y *Attalea maripa*.

Abundancia y riqueza en los diferentes tipos de bosque

La abundancia promedio para árboles mayores a 10 cm DAP osciló entre 544 y 627 individuos/ha y no tuvo diferencia según los tipos de bosque ($F=0.26$; $P=0.89$). Estudios similares dentro del área de estudio reportaron resultados similares (Boom 1986). Sin embargo, hubo una tendencia de los bosques de varzea a presentar mayor número de individuos, aunque se presentó mayor variación entre parcelas. La abundancia en las parcelas de bosque de tierra firme fue muy similar, mientras que el bosque del escudo precámbrico y los bosques de varzea tuvieron mayor variación en número de individuos.

En total se encontraron 70 familias de árboles con un número promedio oscilando entre 26 y 45 familias, las que variaron según los tipos de bosque ($F=16.02$; $P=0.0001$). La mayoría de los tipos de bosque presentaron una riqueza de familias similar, excepto la del bosque de igapó que tuvo un menor número de familias. Las parcelas del bosque de igapó

tuvieron también una mayor variación entre ellas.

En las 30 hectáreas muestreadas en el departamento de Pando se encontraron 655 especies. La curva especies vs. área nos indica que con 30 hectáreas de muestreo en todo el departamento de Pando se ha muestreado más del 90% de las especies arbóreas (Figura 4.3). El número de especies en cada tipo de bosque en promedio oscila entre 52 y 122 especies/ha y se registró una

variación significativa entre los tipos de bosque ($F=12.7$; $P=0.0001$). La mayor variación entre parcelas de un solo tipo de bosque se notó en el bosque alto de tierra firme y en el bosque del escudo precámbrico. Los bosques de tierra firme, los bosques del escudo precámbrico y la isla de bosque y chaparral son los que tuvieron mayor riqueza en comparación con los bosques ribereños. De los dos tipos de bosques ribereños, el bosque de varzea presentó mayor número de especies.

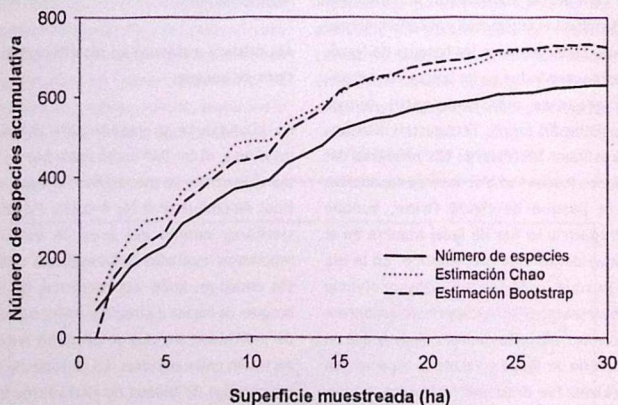


Figura 4.3. Curvas especies vs. área basado en 30 transectos de 10x1000 muestreados en los diferentes tipos de bosque en todo el departamento de Pando. También se hicieron estimaciones de curva con los estimadores de Chao 1 o Bootstrap.

Dentro de las parcelas experimentales en la concesión Sagusa utilizadas para monitorear el efecto de la intensidad de aprovechamiento, bajo el mismo modelo explicado en el capítulo 1, se pudo evidenciar que tanto la riqueza como la diversidad de especies no tuvieron mucha variación. La riqueza de especies varió entre 78 a 88

especies/ha (Figura 4.4). Las parcelas en el tratamiento testigo tuvieron la menor riqueza de especies en comparación con los otros tratamientos aplicados, inclusive el tratamiento intensivo. Los índices de diversidad de Shannon variaron entre 4 a 4.1, lo cual muestra un grado de similitud alta en cuanto a la diversidad de especies

(Figura 4.4), incluso mayor a lo reportado en otros bosques tropicales (Bergmans y Vroomans 1995; Poma 2007).

Estructura del bosque

Para analizar la estructura del bosque se han tomado en cuenta: la densidad y su distribución diamétrica, el área basal, la posición de copa, la forma de copa y el grado de infestación de bejucos que tiene el bosque amazónico, tomando en cuenta la base de datos obtenida en las parcelas experimentales de la concesión SAGUSA.

La estructura de la población de todas las especies muestra una distribución negativa exponencial o un patrón de "J" invertida, con muchos árboles pequeños en las clases diamétricas menores y una disminución continua en frecuencia para las clases mayores de tamaño (Figura 4.5). En las categorías de 10-20 cm se encontró una densidad promedio de 278 individuos/ha, mientras que en la categoría mayor a 90 cm se encontró una densidad promedio de 1.25/ha.

A nivel específico, varias especies comerciales tienen distribución tipo "J" invertida. Algunos ejemplos a citar de este caso son: *Aniba canelilla*, *Aspidosperma macrocarpon*, *Cedrela odorata*, *Clarisia racemosa*, *Couratari macrosperma*, *Heisteria nitida*, *Hura crepitans*, *Jacaranda copaia*, *Tetragastris altissima*, *Manilkara bidentata*, *Peltogyne paniculata*, *Sterculia* spp., *Tabebuia* spp. y *Terminalia amazonica*. A pesar de que estas especies tienen una distribución de "J" invertida, tienen variación en las densidades que hay en cada categoría

diamétrica. Sin embargo, existen otras especies que tienen una distribución irregular, para este caso se puede citar a: *Amburana cearensis*, *Couratari guianensis*, *Dipteryx* spp., *Erisma uncinatum*, *Parkia pendula*, *Schizolobium amazonicum* y *Swietenia macrophylla*. Existe también el caso donde la distribución diamétrica es uniforme a lo largo de todas las categorías, eso sucede con *Cedrelinga catenaeformis*, especie que se encuentra en mayor abundancia en el este de Pando.

Por otro lado, *Hymenaea parvifolia* tiene una distribución diamétrica bimodal, donde los picos más altos de densidad se encuentran a los 10 y 60-70 cm de DAP. Finalmente, hay otras especies como *Bertholletia excelsa* y *Cariniana micrantha* con muy pocos individuos en las categorías juveniles, lo que indicaría su falta de regeneración.

El área basal promedio fue de 18.8 m²/ha y tiene el mismo patrón que la distribución de la población, donde se observó que la mayor cantidad de área basal se presenta en las clases diamétricas de 10-20 cm, con un promedio de 4.52 m²/ha. La clase diamétrica con árboles mayores a 90 cm de DAP sólo presenta una área basal promedio de 1.23 m²/ha (Figura 4.5).

Con respecto a la posición de copa o exposición lumínica se observó que un porcentaje considerable de árboles (36%) recibió cierta luz vertical (categoría 3), mientras que sólo el 11% de los árboles fue emergente (categoría 1) o no recibió luz directa (10%, categoría 5) (Figura 4.6). Si se agrupan los árboles en aquellas categorías que indican una menor exposición a la luz

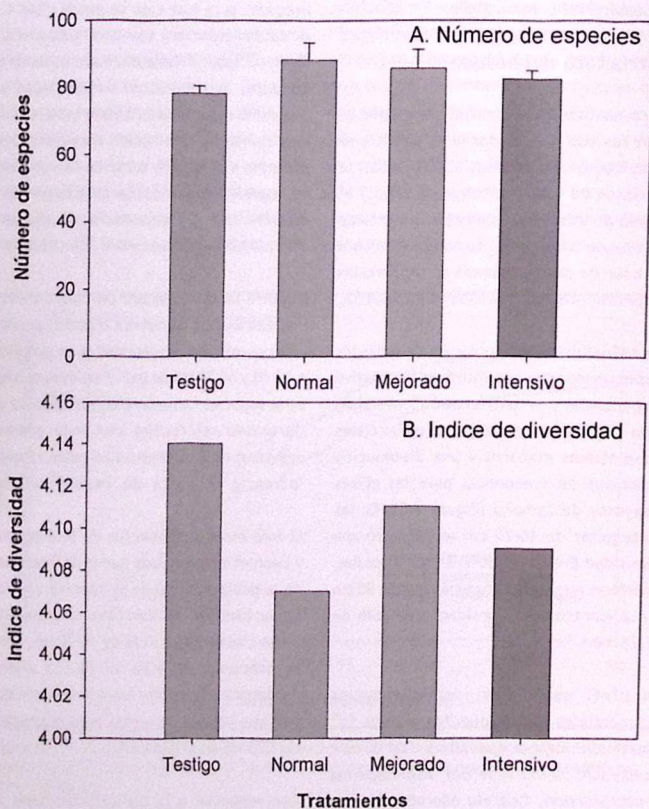


Figura 4.4. Promedio de riqueza de especies ($\pm$ error estándar) e índices de diversidad de Shannon, determinadas para los diferentes tratamientos de intensidad de aprovechamiento en la Concesión SAGUSA, Pando.

(categoría 3, 4 y 5) se tiene que el 74.1% de los individuos se encuentra en estas condiciones de luz, y solo el 26% recibe

completa luz directa vertical y lateral (categoría 1 y 2).

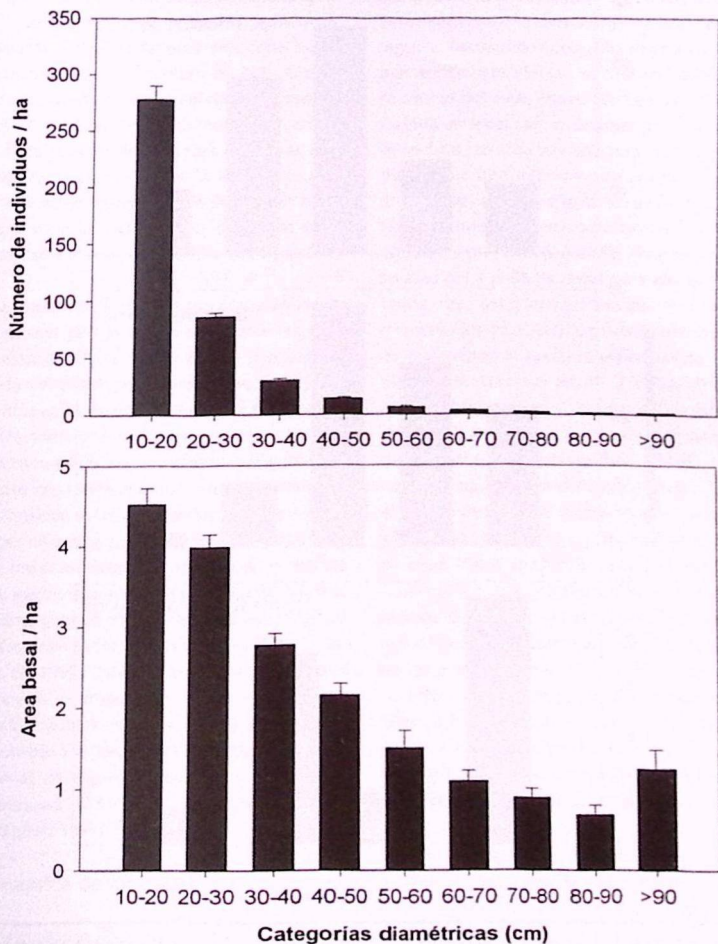


Figura 4.5. Promedio de número de individuos ($\pm$ error estándar, $N=16$) y área basal por categorías diamétricas para todas las especies, en un bosque amazónico en la Concesión SAGUSA de Pando.

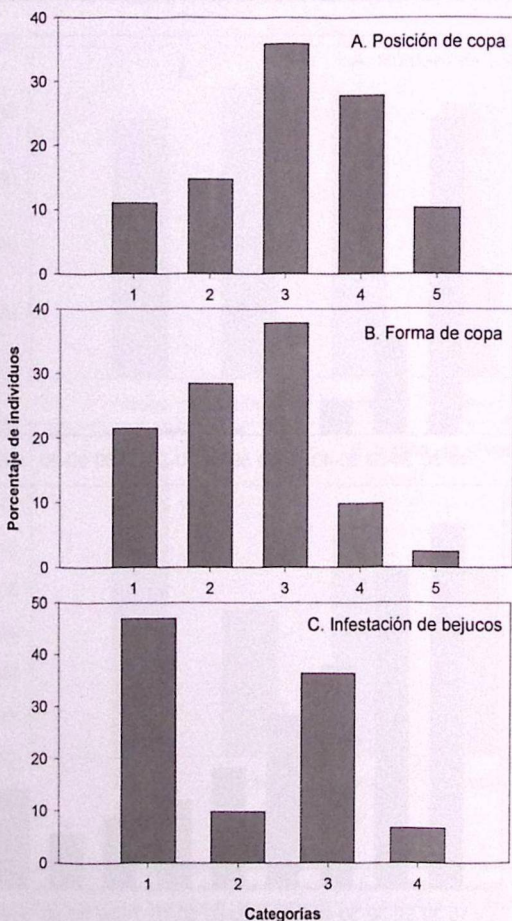


Figura 4.6. Porcentaje de individuos en relación a su posición de copa, forma de copa e infestación de bejucos del bosque amazónico de la concesión forestal SAGUSA, Pando. (A) Posición de copa, según clasificación de Dawkins (1958): (1) plena luz vertical y lateral, (2) plena luz vertical, (3) cierta luz vertical, (4) cierta luz lateral y (5) sin luz directa. (B) Forma de copa: (1) perfecta, (2) buena, (3) tolerante, (4) pobre y (5) muy pobre. (C) Infestación de bejucos: (1) libre de bejucos, (2) presencia de bejucos en el fuste, (3) presencia leve de bejucos en el fuste y copa y (4) presencia completa de bejucos en el fuste y copa

En relación a la calidad de los árboles, aquellos que tienen copas perfectas (categoría 1) representan el 21% de los individuos, mientras que los árboles con copa buena (categoría 2) representan el 28%. Árboles con copas tolerantes (categoría 3) representan el 38% de la población. El menor porcentaje lo representan los árboles de copas muy pobres (categoría 5) (Figura 4.6B). Una gran cantidad de individuos que presentan copas tolerantes se encuentra en individuos entre las clases diamétricas de 10 a 30 cm de DAP.

La presencia de bejucos fue otro parámetro evaluado, para el cual se consideraron cuatro grados de infestación. El 47% de la población está constituido por árboles libres de bejucos y sólo el 7% de los árboles está totalmente infestado por bejucos que afectan su crecimiento de una u otra manera (Figura 4.6). Estos resultados muestran que el grado de infestación es bajo en comparación con otros tipos de bosques. Por ejemplo, en el bosque de transición chiquitano amazónica, el 86% de los árboles estaba con bejucos (Pérez-Salicrup 2001), y en el bosque seco semideciduo la infestación puede ser hasta del 75-77% (Carse *et al.* 2000; Uslar *et al.* 2004). De todas maneras, el grado de infestación de bejucos en la amazonia boliviana, por lo menos en la concesión SAGUSA, parece ser alto comparado con el de algunos bosques tropicales de Venezuela (42%)(Putz 1983) o Panamá (32-50%)(Putz 1984).

Dinámica de bosques

Al estudiar la dinámica de los bosques se están estudiando los cambios que ocurren dentro de ellos en diferentes aspectos, tales como el crecimiento de los árboles, regeneración natural y recuperación después

de una intervención humana. Los árboles, al envejecer, se debilitan por el ataque de enfermedades o la sobrecarga de epífitas y bejucos, haciéndose más vulnerables a caídas por acción del viento, rotura de copa o rajaduras del fuste (Martínez-Ramos 1994). Cuando un árbol cae naturalmente o cuando es cortado, se crea una apertura en el dosel del bosque que influye en la aparición de grupos de especies que se desarrollan favorablemente en esta condición ecológica (Denslow 1987; Svenning 2000). Normalmente se abre del 1 al 5% de dosel cada año por la caída de árboles en forma natural (Fredericksen *et al.* 2001), y cuando el bosque es intervenido la apertura puede ser del 10 al 20% (Mostacedo *et al.* 2006b). Estos espacios abiertos en el bosque dan lugar al proceso de renovación mediante la dinámica de regeneración (Martínez-Ramos 1994). Las fases de regeneración del bosque constituyen el estado del ciclo de regeneración o estado sucesional del micrositio de regeneración, el cual tiene estrecha relación con la iluminación que pudiera llegar a dicho micrositio. La iluminación sobre cada individuo en particular puede ser muy variada en un mismo claro o parche de bosque en reconstrucción dentro de una eco-unidad (Finegan 1992; Poorter *et al.* 2001). En los procesos dinámicos del bosque ocurren etapas de regeneración que se presentan en tres fases (Fredericksen *et al.* 2001):

- a) Fase de claros, se refiere a la apertura del dosel por la caída de los árboles y que son los que inician el proceso de renovación
- b) Fase de reconstrucción, que consiste en árboles jóvenes en su mayoría, especies intolerantes a la sombra (heliófitas efímeras y heliófitas durables

- c) Fase de madurez, espacio conformado por un dosel superior intacto de árboles grandes

Producción y dispersión de semillas

Para analizar la producción de semillas se ha enfocado la atención en las especies maderables y no maderables que actualmente se aprovechan y otras que son potenciales. Para ello se utilizó la clasificación de Newstron *et al.* (1994). De las 45 especies citadas en la Tabla 4.1, la mayoría tienen producción anual, es decir que producen semillas todos los años. Sólo una especie, *Amburana cearensis*, ha sido identificada con una producción supra-anual, y ocho especies tienen producción continua como las del género *Ficus* y de diferentes palmeras.

La producción de semillas varía en relación al tamaño de los árboles, según las especies. Los diámetros mínimos de reproducción son importantes para considerar las características de los árboles semilleros a dejar para cada especie en áreas de aprovechamiento, con el propósito de promover la regeneración natural. En un estudio realizado en la Concesión Maderera Verdum (cerca a la ciudad de Riberalta) se determinó la probabilidad de reproducción de árboles de varias especies. Para un 75% de probabilidad de que los árboles tengan semillas se determinaron los siguientes diámetros: *Heisteria spruceana*, 15 cm; *Hymenaea courbaril*, 60 cm; *Eschweilera coriacea*, 60 cm; *Amburana cearensis*, 70 cm; *Astronium lecointei*, 40 cm; *Cedrelinga catenaeformis*, 50 cm; y *Tachigali vasquezii*, 100 cm (van Rheenen *et al.* 2003).

De las 45 especies arbóreas y palmeras analizadas, el 45% es dispersado por animales

y otro 45% es dispersado por el viento. Hay un 10% que tiene autodispersión, que puede ser por medio de explosión de frutos o simplemente porque los frutos caen debajo de la copa por gravedad (Tabla 4.1).

Temporalmente, las especies dispersadas por el viento dispersan sus semillas en los meses secos, entre agosto y octubre. En cambio, las especies dispersadas por animales dispersan sus semillas durante parte de la época seca y mayormente en la época de lluvias (Figura 4.7). La distancia de dispersión alrededor de los árboles semilleros es mayor por el viento que por animales (van Rheenen *et al.* 2003). De nueve especies estudiadas en la parte este de la amazonia en el norte de Bolivia, *Astronium lecointei* y *Cedrelinga catenaeformis* tuvieron la mayor distancia de dispersión por el viento, llegando a un poco más de 30 m (van Rheenen *et al.* 2003).

Regeneración natural

En esta sección se incorporan resultados de un estudio realizado en la región noroeste de Pando en dos sitios: La concesión forestal Industria Maderera de Pando (IMAPA) (11° 10' 56" S y 69° 05' 42" W) y la hacienda La Honduras (11° 43' 22" S y 68° 54' 12" W). Este estudio fue diseñado para determinar la respuesta de la regeneración (riqueza y abundancia) de diferentes micrositos creados por el aprovechamiento (claros de aprovechamiento, caminos, pistas de arrastre, patios de acopio y sitios no perturbados). Se evaluaron tanto los brinzales (< a 1 m de altura) como los latizales (1-2 m de altura) de todas las especies arbóreas.

Para la categoría de brinzales se encontraron 60 especies en Honduras y 69 especies en

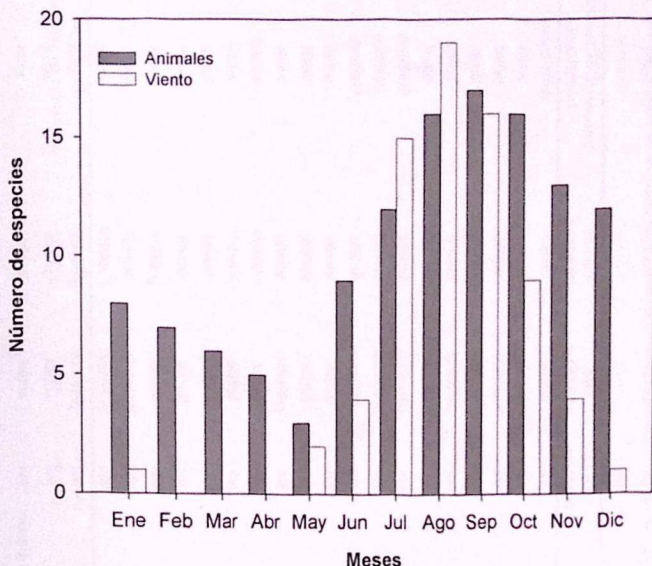


Figura 4.7. Producción temporal de semillas de las diferentes especies arbóreas en los bosques de Pando.

IMAPA, mientras que entre los latizales hubieron 69 especies en Honduras y 74 especies en IMAPA. La abundancia de brinzales fue similar entre Honduras e IMAPA, mientras que en Honduras hubo mayor abundancia de latizales. La riqueza de brinzales y latizales fue mayor en áreas perturbadas en comparación con áreas no perturbadas, encontrándose mayor abundancia de brinzales en los claros de aprovechamiento y mayor abundancia de latizales en los patios de acopio.

A nivel de especies, tomando en cuenta los dos sitios de estudio, se pudo encontrar que *Cedrela odorata* fue una de las especies más abundantes en la categoría de brinjal (26 ind./10 m²). Otras especies maderables con abundancia alta fueron *Couratari* spp., *Tetragastris* spp. y *Apuleia leiocarpa*. Especies del género *Cecropia* y algunas leguminosas fueron también abundantes en la categoría de brinzales. Entre los latizales, las más abundantes fueron tres especies del género *Cecropia*, pero también lo fueron

Tabla 4.1. Tipo de producto, uso, y características reproductivas de las principales especies del bosque amazónico de Pando, Bolivia. Tipo de producto: MA = maderable, NM = no maderable.

Especies	Familia	Nombre vulgar	Tipo de Producto	Uso comercial	Tipo de dispersión	frecuencia de floración / fructificación
<i>Amburana cearensis</i>	Leguminosae	Tumi	MA	actual	viento	supra-anual
<i>Aniba canellilla</i>	Lauraceae		MA	actual	animal	anual
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Leguminosae	Almendrillo hoja chica	MA	actual	viento	anual
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	Apocynaceae		MA	potencial	viento	anual
<i>Aspidosperma vargasii</i>	Apocynaceae	Palo amarillo	MA	potencial	viento	anual
<i>Astronium lecointei</i>	Anacardiaceae	Cuta	MA	actual	viento	anual
<i>Attalea butyracea</i>	Palmae		NM	potencial	animal	continua
<i>Attalea maripa</i>	Palmae		NM	potencial	animal	continua
<i>Attalea phalerata</i>	Palmae		NM	potencial	animal	continua
<i>Bertholletia excelsa</i>	Lecythidaceae	Almendro	NM	actual	animal	anual
<i>Brosimum lactescens</i>	Moraceae		MA	actual	animal	anual
<i>Cabralea canjerana</i>	Meliaceae		MA	potencial	animal	anual
<i>Cariniana micrantha</i>	Lecythidaceae	Yesquero	MA	actual	viento	anual
<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	Cedro	MA	actual	viento	anual
<i>Cedrelinga catenaeformis</i>	Leguminosae	Mara macho	MA	actual	viento	anual
<i>Ceiba pentandra</i>	Bombacaceae	Hoja de yuca	MA	actual	viento	anual
<i>Chelyocarpus chuco</i>	Palmae	Marfil	NM	actual	viento	anual
<i>Clarisia racemosa</i>	Moraceae	Mururé	MA	potencial	gravedad	anual
<i>Couratari guianensis</i>	Lecythidaceae		MA	potencial	animal	anual
<i>Couratari macrocarpa</i>	Lecythidaceae		MA	potencial	viento	anual
<i>Dipteryx micrantha</i>	Leguminosae	Almendrillo	MA	potencial	viento	anual
<i>Dipteryx odorata</i>	Leguminosae	Almendrillo hoja grande	MA	actual	animal	anual

Continúa tabla 4.1

Especies	Familia	Nombre vulgar	Tipo de Producto	Uso comercial	Tipo de dispersión	frecuencia de floración / fructificación
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	Leguminosae		MA	potencial	gravedad	anual
<i>Erismia uncinatum</i>	Vochysiaceae	Cambará macho	MA	potencial	viento	anual
<i>Eschweilera coriacea</i>	Lecythidaceae		MA	potencial	viento	anual
<i>Euterpe precatoria</i>	Palmae	Asai	NM	actual	animal	continua
<i>Ficus maxima</i>	Moraceae		MA	potencial	animal	anual
<i>Hevea brasiliensis</i>	Euphorbiaceae	Siringa	NM	actual	explosiva	anual
<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	Ochoó	MA	actual	explosiva	continua
<i>Hymenaea courbaril</i>	Leguminosae	Paquíó	MA	actual	animal	anual
<i>Hymenaea parvifolia</i>	Leguminosae	Paquíó chico	MA	actual	animal	anual
<i>Manilkara bidentata</i>	Sapotaceae		MA	actual	animal	anual
<i>Mauritia flexuosa</i>	Palmae	Palma real	NM	actual	animal	continua
<i>Mez Laurus itauba</i>	Lauraceae		MA	actual	animal	anual
<i>Oenocarpus bataua</i>	Palmae	Majo	NM	actual	animal	continua
<i>Parkia pendula</i>	Leguminosae		MA	potencial	gravedad	anual
<i>Peltogyne paniculata</i>	Leguminosae	Morado de la amazonía	MA	actual	viento	anual
<i>Schizolobium amazonicum</i>	Leguminosae	Serebó	MA	actual	viento	anual
<i>Sterculia apetala</i>	Sterculiaceae		MA	potencial	viento	anual
<i>Swietenia macrophylla</i>	Meliaceae	Mara	MA	actual	viento	anual
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Bignoniaceae	Tajibo	MA	actual	viento	anual
<i>Terminalia amazonica</i>	Combretaceae	Verdolago	MA	actual	viento	anual
<i>Tetragastris altissima</i>	Burseraceae	Chocolate	MA	actual	animal	anual
<i>Theobroma cacao</i>	Sterculiaceae		MA	actual	animal	continua
<i>Virola sebifera</i>	Myristicaceae		NM	actual	viento	anual

Cedrela odorata, *Tetragastris* spp. y *Jacaranda copaia*. Pocas especies maderables, entre ellas *Cedrela odorata*, *Apuleia leiocarpa*, *Tetragastris* spp. y *Jacaranda copaia* fueron favorecidas por la creación de micrositios abiertos.

Crecimiento

Los datos de crecimiento diamétrico fueron obtenidos de 16 parcelas de 1ha ubicadas dentro de las parcelas experimentales PISLP (ver metodología en Capítulo 1).

El crecimiento diamétrico promedio para todos los árboles en la concesión SAGUSA fue 0.41 cm/año ($N = 11418$, $EE \pm 0.01$) siendo esta una de las tasas de crecimiento diamétrico más altas en comparación con la de otros bosques amazónicos en Bolivia (Dauber *et al.* 2003; Poorter *et al.* 2001), aunque es similar a la de otros bosques como el bosque del Bajo Paraguá (Villegas *et al.* 2008a). La tasa de crecimiento promedio varió significativamente con el diámetro de los árboles y entre los tratamientos aplicados. La tasa de crecimiento fue mayor en árboles mayores a 50 cm de diámetro (0.70-0.76 cm/año) y menor en la clase diamétrica más pequeña de 10-20 cm (0.38 cm/año) (Figura 4.8). Sin embargo, se esperaba que las tasas de incremento diamétrico hubieran sido mayores en diámetros menores, ya que generalmente los individuos pequeños tienden a crecer más rápidamente, aunque es probable que en altura dichas tasas hayan sido mayores.

Por otro lado, al comparar los diferentes tratamientos de intensidad de aprovechamiento aplicados, se observó que el tratamiento testigo mostró la mayor tasa

de crecimiento (0.43 cm/año) en relación con las áreas que fueron intervenidas. Inclusive dentro de las parcelas intervenidas no hubo un patrón que muestre relación entre la tasa de crecimiento y la intensidad de aprovechamiento, siendo que la hipótesis que se planteaba era que las áreas intensamente intervenidas serían más abiertas y por lo tanto la posibilidad de crecer sería mayor (Denslow *et al.* 1990) (Figura 4.8).

El crecimiento diamétrico a nivel de especies fue muy variable. Hay especies que tuvieron tasas de crecimiento altos, tales como *Schizolobium amazonicum* (1.29 cm/año), *Enterolobium* sp. (0.87 cm/año), *Bertholletia excelsa* (0.86 cm/año) y *Cedrela* spp. (0.77 cm/año) (Tabla 4.2). Hay otras especies de bajo crecimiento, entre éstas se puede mencionar a: *Mezillaurus* sp. (0.10 cm/año), *Hevea brasiliensis* (0.21 cm/año), *Couratari guianensis* (0.26 cm/año), *Dipteryx odorata* (0.26 cm/año) y *Aspidosperma vargasii* (0.29 cm/año) (Tabla 4.2). La mayoría de las especies arbóreas responden positivamente a la intervención por el aprovechamiento forestal. Sin embargo, no existe una relación entre la tasa de crecimiento y la intensidad de aprovechamiento, esto significa que las áreas con alta intensidad de aprovechamiento no necesariamente tuvieron una mayor tasa de crecimiento.

El mayor crecimiento se dio en los árboles emergentes (0.72 cm/año) y el menor en los árboles sin luz directa o lateral (0.16 cm/año). A medida que los árboles están más dispuestos hacia la luz existe mayor crecimiento (Figura 4.9A). Estudios realizados en bosques similares reportan una mayor tasa de crecimiento a un mayor grado de iluminación (Dauber *et al.* 2003; Poorter *et al.* 2001) debido a la

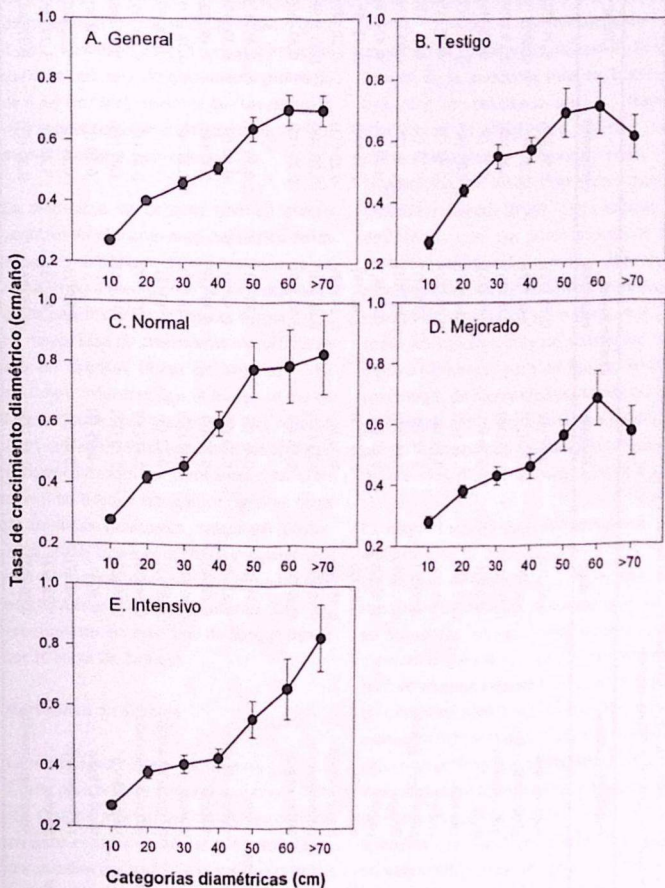


Figura 4.8. Tasa de crecimiento diamétrico anual promedio ($\pm$ error estándar) de los árboles en general y por tratamientos por categorías diamétricas en un bosque amazónico de Pando (SAGUSA).

Tabla 4.2. Promedio del crecimiento diamétrico de las principales especies valiosas y poco valiosas monitoreados en diferentes tratamientos de intensidad de aprovechamiento. Los valores entre paréntesis son el número de árboles medidos.

Especies	Nombres comunes	Testigo	Normal	Mejorado	Intensivo	Total
Especies valiosas						
<i>Amburana cearensis</i>	tumi o roble	0.40 (4)	0.67 (6)	0.75 (10)	0.54 (10)	0.41 (30)
<i>Apuleia leiocarpa</i>	almendrillo chico	0.48 (38)	0.57 (32)	0.48 (27)	0.37 (18)	0.49 (115)
<i>Aspidosperma vargasi</i>	palo amarillo	0.15 (28)	0.37 (38)	0.26 (46)	0.32 (47)	0.29 (159)
<i>Astronium lecontei</i>	cuta	- 0.01 (6)	0.16 (4)	0.49 (26)	0.20 (9)	0.33 (45)
<i>Bertholletia excelsa</i>	castaña	0.73 (30)	1.02 (27)	0.82 (37)	0.88 (45)	0.86 (139)
<i>Cedrela</i> spp.	cedro	0.66 (14)	0.81 (8)	0.79 (23)	0.89 (7)	0.77 (52)
<i>Dipteryx odorata</i>	almendrillo grande	0.50 (11)	0.12 (3)	0.33 (4)	0.23 (5)	0.26 (130)
<i>Hevea brasiliensis</i>	siringa	0.40 (45)	0.44 (55)	0.41 (101)	0.38 (75)	0.21 (276)
<i>Hymenaea courbaril</i>	paquío	0.87 (4)	0.30 (2)	0.45 (4)	0.27 (8)	0.45 (18)
<i>Hymenaea parvifolia</i>	paquiocillo	0.51 (7)	0.53 (13)	0.48 (19)	0.35 (30)	0.43 (69)
<i>Manilkara bidentata</i>	masaranduba	0.38 (14)	0.33 (4)	0.24 (18)	0.28 (13)	0.30 (49)
<i>Tabebuia serratifolia</i>	tajibo amarillo	0.18 (50)	0.23 (17)	0.26 (44)	0.20 (48)	0.31 (159)
<i>Tabebuia</i> sp.	tajibo negro	0.20 (11)	0.56 (4)	0.30 (10)	0.33 (11)	0.62 (36)
Especies poco valiosas						
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	cacha	0.18 (2)	0.47 (5)	0.33 (2)	0.76 (1)	0.41 (10)
<i>Batocarpus amazonicus</i>	murice colorado	0.53 (4)	0.23 (5)	0.10 (1)	0.50 (5)	0.39 (15)
<i>Ceiba pentandra</i>	mapajo	0.47 (6)	0.70 (3)	0.39 (3)	0.47 (11)	0.49 (23)
<i>Clarisia racemosa</i>	murice	0.40 (46)	0.48 (53)	0.26 (27)	0.33 (45)	0.38 (171)
<i>Couratari guianensis</i>	bitumbo amarillo	0.39 (3)	0.22 (5)	0.10 (1)	0.25 (12)	0.26 (9)
<i>Couratari macrocarpa</i>	bitumbo colorado	0.34 (28)	0.39 (30)	0.27 (19)	0.33 (89)	0.33 (89)
<i>Enterolobium</i> sp.	toco blanco	0.94 (25)	0.70 (35)	0.91 (16)	1.07 (18)	0.87 (94)
<i>Mezilaurus</i> sp.	itauba negra	0.40 (1)	- 0.05 (2)		0.10 (1)	0.10 (4)
<i>Parkia pendula</i>	toco colorado	0.48 (7)	0.63 (7)	0.73 (2)	0.84 (4)	0.62 (20)
<i>Schizolobium parahyba</i>	serebo	1.22 (33)		1.45 (13)	1.43 (3)	1.29 (49)
<i>Terminalia</i> sp.	verdolago amarillo	0.50 (12)	0.41 (25)	0.26 (16)	0.30 (11)	0.37 (64)

mayor disponibilidad de luz para realizar la fotosíntesis. En contraposición, la tasa de crecimiento disminuyó a medida que fue disminuyendo la calidad de las copas (Figura 4.5B). Los árboles con copas perfectas tuvieron una tasa de crecimiento promedio de 0.64 cm/año, mientras que los de copas muy pobres tuvieron una tasa de crecimiento diamétrico de 0.1 cm/año.

La presencia de bejucos tuvo un efecto negativo en el incremento diamétrico de las especies arbóreas. El crecimiento se va reduciendo a medida que va aumentando el grado de infestación de bejucos (Figura 4.9C). La mayor tasa de crecimiento diamétrico se dio en árboles libres de bejucos (0.52 cm/año), mientras que la menor se dio en árboles cubiertos totalmente con bejucos (0.21 cm/año). Estos resultados son similares a los encontrados por otros autores tanto en el mismo bosque amazónico como en otros de transición amazónico - chiquitano (Dauber *et al.* 2003; Evans *et al.* 2003) y sugieren que uno de los tratamientos silviculturales más eficientes para incrementar la tasa de crecimiento en este tipo de bosque puede ser el corte de bejucos.

Mortalidad de árboles

La mortalidad natural osciló entre 1.3 a 3.8 %/año para árboles mayores a 10 cm de DAP.

La tasa de mortalidad natural encontrada en este estudio es similar a las reportadas por estudios realizados en la misma ecorregión (Dauber *et al.* 2003; Fessy 2007; Poorter *et al.* 2001; Villegas *et al.* 2008a) y se encuentra dentro de los rangos encontrados en otros bosques húmedos tropicales (Asquith 2002; Condit *et al.* 1995; Nebel *et al.* 2001). En cambio, la mortalidad producida por el

aprovechamiento fue del 3.2 al 6.5 %/año. En relación a los tratamientos de intensidad de aprovechamiento, tanto la mortalidad natural como por el aprovechamiento fue mayor en el tratamiento intensivo. En un bosque de la amazonia este en Brasil se encontró un resultado similar: mayor mortalidad de árboles en bosques con aprovechamiento convencional en comparación con bosques no aprovechados (Schulze y Zweede 2006). Algo notable a destacar es que, dos años después de la primera evaluación en las parcelas experimentales, los porcentajes de mortalidad natural incrementaron de manera leve en todos los tratamientos de intensidad de aprovechamiento, pero no fue así en los porcentajes de mortalidad producida por el aprovechamiento. Al contrario, la mortalidad por aprovechamiento fue muy baja después de dos años (0.06-0.8%/año) (Tabla 4.3).

La mayor tasa de mortalidad natural se encuentra en la clase diamétrica de 60-70 cm de DAP, mientras que la mayor tasa de mortalidad causada por el aprovechamiento se encuentra en las clases diamétricas menores (Figura 4.10). La mortalidad por aprovechamiento siempre fue mayor en todas las categorías diamétricas comparada con la mortalidad natural (Figura 4.10). Las mayores diferencias entre la tasa de mortalidad natural y mortalidad por aprovechamiento se dan en las clases diamétricas menores, mientras que a medida que las clases diamétricas van aumentando, éstas se asemejan más.

Esto significa que la intervención del bosque por el aprovechamiento afectó más a individuos jóvenes que a los adultos. Esta diferencia fue mucho mayor en el tratamiento intensivo, donde se aplicó el doble de

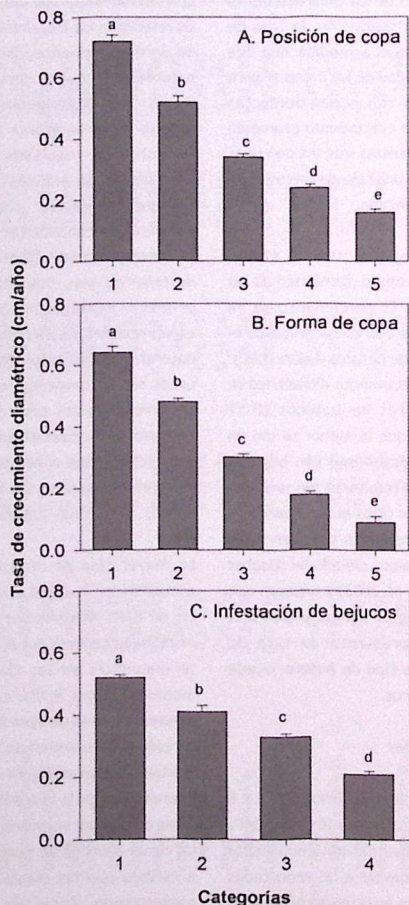


Figura 4.9. Tasas de crecimiento diamétrico promedio ($\pm$ error estándar) por posición de copa, forma de copa e infestación de bejucos para todas las especies de un bosque amazónico de Pando (SAGUSA). (A.) Posición de copa, según clasificación de Dawkins (1958): (1) plena luz vertical y lateral, (2) plena luz vertical, (3) cierta luz vertical, (4) cierta luz lateral y (5) sin luz directa. (B.) Forma de copa: (1) perfecta, (2) buena, (3) tolerante, (4) pobre y (5) muy pobre. (C.) Infestación de bejucos: (1) libre de bejucos, (2) presencia de bejucos en el fuste, (3) presencia leve de bejucos en el fuste y copa y (4) presencia completa de bejucos en el fuste y copa. Letras diferentes significan diferencias significativas a un nivel de error del 5%.

Tabla 4.3. Promedio ($\pm$ error estándar) de la tasa de mortalidad natural y por aprovechamiento para todas las especies arbóreas por tratamiento en dos periodos de evaluación en un bosque amazónico de Pando (SAGUSA). El análisis de "T" de Student pareados fue utilizado para determinar las diferencias entre periodos de evaluación.

Tratamiento	Mortalidad natural				Mortalidad por aprovechamiento			
	2003-2004	2004-2005	t	P	2003-2004	2004-2005	F	P
Testigo	1.71 (0.36)	2.75 (0.83)	-1.60	0.207				
Normal	1.53 (0.52)	2.64 (0.58)	-1.26	0.297	3.24 (1.19)	0.06 (0.06)	2.67	0.0755
Mejorado	1.28 (0.26)	2.84 (0.81)	-1.80	0.170	3.91 (0.44)	0	0	8.84
Intensivo	1.34 (0.22)	3.77 (0.29)	-5.13	0.014	6.48 (1.45)	0.8 (0.49)	3.13	0.0522

intensidad de aprovechamiento (2.5 árboles/ha) que en los tratamientos normal y mejorado (1.35 árboles/ha). Asimismo, cabe resaltar que en el tratamiento testigo se registraron las menores tasas de mortalidad natural (Figura 4.10).

En el segundo periodo de evaluación se destaca la disminución de la tasa de mortalidad por aprovechamiento, mientras la tasa de mortalidad natural aumentó, principalmente en el tratamiento intensivo (Tabla 4.3). Este aumento puede ser debido a que los cambios bruscos en el dosel y en las condiciones microclimáticas estaban afectando recientemente.

A nivel de especies la mortalidad varía mucho dependiendo de las características intrínsecas de cada especie, de la resistencia a factores adversos y de la longevidad que éstas tienen. La mayor mortalidad natural fue para *Couratari guianensis* (8.7%/año) e *Hymenaea courbaril* (3.6%/año). Sin embargo la mayor mortalidad natural de estas especies fue producida en el tratamiento mejorado (35 y 15%/año, respectivamente). Hay varias especies que no tuvieron mortalidad natural durante el periodo de la evaluación (2003-2005); entre éstas se puede citar a: *Dipteryx*

odorata, *Cedrela* spp., *Manilkara bidentata*, *Amburana cearensis* y *Tabebuia impetiginosa*. La mortalidad por aprovechamiento se produjo para una variedad de especies, de las cuales *Dipteryx odorata* (4.2%/año), *Tabebuia* spp. (4.3%/año) y *Heisteria nitida* (12.7 %/año) tuvieron la tasa de mortalidad más alta. La mortalidad por aprovechamiento fue alta sólo para algunas especies y fue más notoria en los tratamientos mejorado e intensivo. Entre las especies con mayor tasa de mortalidad por aprovechamiento están; *Tabebuia* spp. (12.2%/año) en el intensivo, y en el mejorado *Dipteryx odorata* (17%/año) y *Heisteria nitida* (50%/año).

Reclutamiento

La tasa anual de reclutamiento promedio general fue de 0.79% para un área sin intervención forestal (testigo). Esta tasa de reclutamiento es similar comparada con otros estudios reportados para la zona (Dauber *et al.* 2003; Villegas *et al.* 2008a), aunque en otros bosques tropicales, como en la Isla de Barro Colorado, la tasa anual de reclutamiento puede llegar hasta el 3.3 % (Condit *et al.* 1992). La fragmentación del bosque puede incrementar las tasas de reclutamiento (Laurance *et al.* 1998), hecho que está

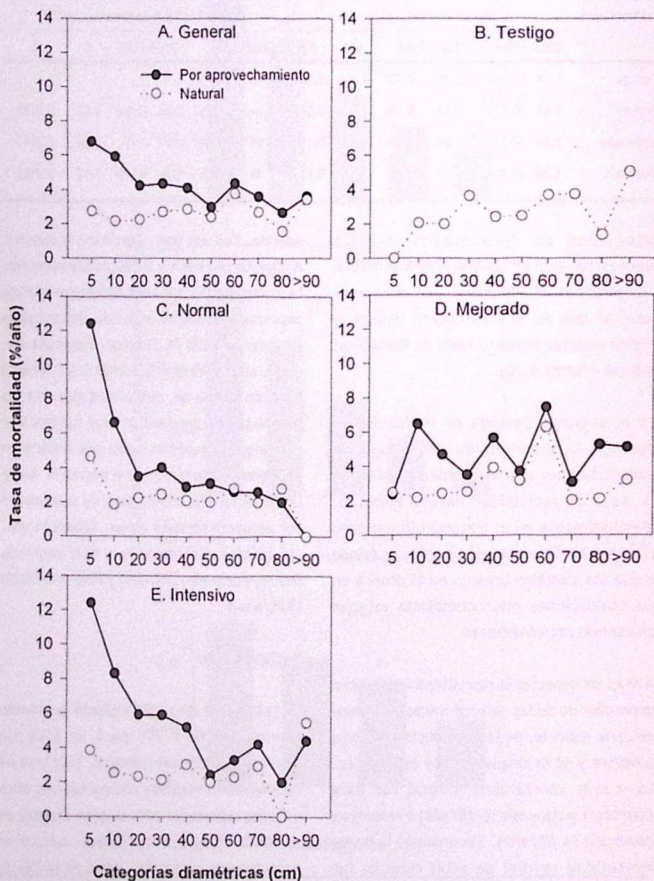


Figura 4.10. Promedio de tasas de mortalidad por aprovechamiento y natural por clase diamétrica, tanto de forma general como por tratamientos de intensidad de aprovechamiento, en un bosque amazónico en la concesión SAGUSA, Pando.

relacionado con la disponibilidad de recursos. De todas maneras, las tasas de reclutamiento un año después del aprovechamiento, es decir después de la aplicación de los tratamientos de intensidad de aprovechamiento, fueron mucho más bajas (0.23-0.54 %/año), excepto para el tratamiento intensivo (1.25%/año). En el segundo año de evaluación las tasas de reclutamiento fueron mayores, aunque en el tratamiento normal esta tasa fue mucho menor que en el primer periodo de evaluación (Tabla 4.4). En términos generales, la tasa anual de reclutamiento fue mayor en el tratamiento intensivo, ya sea en el primer año (1.25 %) o en el segundo año (1.98 %).

A nivel de especies, dentro de las especies

valiosas, las que tuvieron mayor tasa anual de reclutamiento fueron: *Aspidosperma Vargasii* (1.03 %), *Amburana cearensis* (0.82%) y *Bertholletia excelsa* (0.53%). Varias especies valiosas como son *Dipteryx odorata*, *Manilkara bidentata* y *Hymenaea* spp., no tuvieron reclutamiento durante los dos años de evaluación. Entre las especies poco valiosas, la que tuvo una mayor tasa anual de reclutamiento fue *Couratari guianensis* (5.1 %). En relación a los tratamientos aplicados, en el mejorado tuvieron altas tasas de reclutamiento especies como: *Couratari guianensis* (20%), *Aspidosperma Vargasii* (3,1%) y *Clarisia racemosa* (3.4 %). En el tratamiento intensivo, *Amburana cearensis* fue la única especie que tuvo una mejor tasa anual de

Tabla 4.4. Tasa de reclutamiento promedio ($\pm$ error estándar) por tratamiento y para dos periodos de evaluación 2004 -2005 en un bosque de la Amazonia (SAGUSA). Se realizó un análisis de "T" de Student pareado y su probabilidad (P) para determinar diferencias entre periodos de evaluación.

Tratamiento	2003-2004		2004-2005		t	P
Testigo	0.23	(0.23)	1.34	(0.53)	-1.77	0.175
Normal	0.54	(0.23)	0.25	(0.1)	1.44	0.245
Mejorado	0.3	(0.17)	1.43	(0.34)	2.97	0.059
Intensivo	1.25	(0.7)	1.98	(0.63)	-2.18	0.117

Stock de biomasa

Conocer la cantidad de biomasa que contiene el bosque amazónico es una prioridad hoy en día para los bonos de carbono a establecerse dentro del mecanismo REDD (Putz et al. 2008). Para determinar el stock de biomasa en los bosques de la concesión SAGUSA se utilizaron 16 parcelas de una hectárea, que están ubicadas dentro de las parcelas experimentales donde fueron aplicadas diferentes intensidades de aprovechamiento y silvicultura⁶. Se midió la biomasa aérea

durante cuatro años consecutivos. Para el cálculo de biomasa se utilizó el modelo desarrollado por Brown et al. (1989), el cual está basado en mediciones de altura total, diámetro del tronco y densidad de la madera⁷. La altura total fue estimada en campo y la densidad fue calculada en base a la información provista por Chave et al. (2006a). Es importante mencionar que, a mediados del año 2005, las parcelas permanentes fueron afectadas por un incendio forestal.

⁶ ver detalles de diseño de las parcelas en Capítulo 1
⁷ para ver el modelo en mención revisar Capítulo 2

La biomasa aérea inicial en los 4 tratamientos en SAGUSA varió entre 110 y 170 ton/ha, obteniéndose la mayor biomasa en los tratamientos normal, mejorado e intensivo y la menor en el testigo (Figura 4.11). La pérdida de biomasa por aprovechamiento forestal varió entre tratamientos de la siguiente manera: 8 ton/ha en el normal, 11

ton/ha en el mejorado y 19 ton/ha en el intensivo. Adicionalmente, producto del incendio forestal que afectó las parcelas, la pérdida ocasionada fue determinada de la siguiente manera: 70 ton/ha en el intensivo, 7 ton/ha en el mejorado (quemada en menor proporción), 42 ton/ha en el normal y 47 ton/ha en el testigo (Figura 4.11).

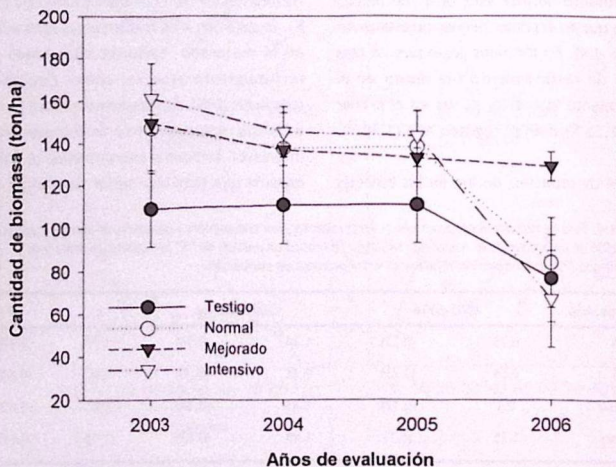


Figura 4.11. Cantidad de biomasa evaluada desde el año 2003 hasta el 2006 en los distintos tratamientos de intensidad de aprovechamiento.

En principio, la biomasa estimada para las parcelas de la concesión forestal SAGUSA fue similar a las encontradas en otros tipos de bosque, tales como el bosque seco chiquitano, el bosque subhúmedo transicional y el bosque del Bajo Paraguará (Mostacedo *et al.* 2006c; Villegas *et al.* 2008a). Sin embargo, debido a que los árboles son más altos, se esperaba tener una biomasa mayor.

Por otro lado, es claro que las pérdidas de biomasa asociadas a incendios forestales son muy elevadas en comparación con el aprovechamiento forestal. Algunos autores mencionan que el daño producido por los incendios puede ser más intenso en áreas ya aprovechadas (Holdsworth y Uhl 1997). Además, el daño ocasionado por los incendios se extiende a varios años después, ya que

los árboles van muriendo gradualmente. El ecosistema estudiado parece ser extremadamente frágil al fuego pero más resistente al aprovechamiento forestal de bajo impacto, no sólo en pérdida y captura de carbono, sino también en los cambios de diversidad y estructura.

Manejo y silvicultura

Importancia y potencial forestal de los bosques de Pando

El número de especies maderables y no maderables en la región amazónica es una de las más altas en Bolivia esto se debe a la gran diversidad de especies que posee la ecorregión (Mostacedo *et al.* 2006a). En la actualidad, la actividad más importante en la región es la recolección de castaña (*Bertholletia excelsa*), rubro que en el año 1997 hizo de Bolivia el primer productor de almendra en el mundo (Terán *et al.* 2006). Otra actividad muy importante actualmente es el aprovechamiento de especies maderables (hasta hace poco, sólo algunas especies como la mara, cedro y tumi o roble eran aprovechadas). En su época, la extracción de la goma (*Hevea brasiliensis*) también fue importante y en la actualidad está recuperando nuevamente su importancia.

La región amazónica en Pando se parece mucho a la región Maya del Petén, porque tiene muchas especies de importancia económica, además de que la edad de los árboles muestra de alguna manera la presencia de grandes poblaciones indígenas que la habitaron hace 500 años (Alverson *et al.* 2003; Alverson *et al.* 2000). Entre las especies maderables más importantes están

la mara (*Swietenia macrophylla*) y el tumi (*Amburana cearensis*), aunque estas dos especies ya no existen en mucha cantidad. Una de las especies de cedro (*Cedrela odorata*) es la más común y abundante en Pando, mientras que la otra especie (*Cedrela fissilis*) se encuentra en menor proporción, a pesar de ser abundante en la región más sur de la amazonia (Toledo *et al.* 2008a). Sin embargo, por los estudios realizados recientemente y por la demanda existente, hay otras especies que han comenzado a ser importantes. Hay más de 100 especies arbóreas con un potencial de 30 m³/ha, entre especies muy valiosas, valiosas y poco valiosas, que son potenciales para la extracción de madera (Dauber *et al.* 2001). Las especies más importantes son (en orden alfabético por su nombre común): almendrillo (*Apuleia leiocarpa*), amarillo (*Aspidosperma vargasii*), bitumbo (*Couratari macrosperma*), itauba amarilla (*Mezilaurus itauba*), mara macho (*Cedrelinga catenaeformis*), morado de la amazonia (*Peltogyne paniculata*), mururé (*Clarisia racemosa*), pancho (*Couratari guianense*), quecho verde (*Brosimum guianense*) y toco colorado (*Parkia pendula*).

Entre los productos no maderables, no hay duda que la castaña (*Bertholletia excelsa*, también conocida comercialmente como castaña del Brasil) es la especie no maderable más importante en esta región, no solo por el beneficio económico que se obtiene a través de la comercialización de sus frutos y que ha beneficiado a diferentes grupos sociales de la región, sino porque ha detenido la deforestación. Los ingresos por la extracción de castaña han sido altos y competitivos en comparación con otras formas de uso de suelo (Terán *et al.* 2006).

Por otro lado, la extracción de látex para la producción de la goma de la especie *Hevea brasiliensis*, fue también una de las actividades más importantes en la región, incluso mucho más que la extracción de la castaña, pero el mercado cayó debido a la producción sintética de la goma. A pesar de ello, en los últimos 5 años, la extracción de látex ha sido reactivada y muchos siringueros viejos han retomado esta actividad para estar ocupados en la época cuando no hay producción de castaña. De igual manera, la jatata (*Geonoma deversa*) es uno de los productos que se extrae de esta región y que sirve para la construcción de techos de casas (Moraes 2004), su demanda es alta tanto a nivel nacional como internacional. Además de estas especies, están otras que tienen diferentes usos; muchas palmeras, tales como el asaí (*Euterpe precatoria*), majo (*Oenocarpus bataua*) y la palma real (*Mauritia flexuosa*) tienen frutos comestibles que contribuyen en la alimentación y que generalmente son comercializados en forma de jugos, helados y mermeladas. Estas especies son las más preferidas en países como Brasil y Perú. También hay otras especies que son usadas con fines medicinales, como son: *Croton dracooides* o *Virola sebifera*, además de la *Uncaria* spp. (uña de gato).

La región amazónica de Bolivia no sólo es importante por los productos maderables y no maderables que brinda, sino por los servicios ambientales y bellezas escénicas que provee. Por ser parte de la Cuenca Amazónica, sus ríos caudalosos y su vegetación exuberante hacen que sus paisajes sean impresionantes y únicos. La altura de los árboles en los bosques amazónicos puede ser de más de 40 m, con

algunas especies emergentes como la castaña, la hoja de yuca (*Ceiba pentandra*) o el almendrillo (*Dipteryx micrantha*), que pueden llegar a medir hasta 50 m con sus fustes rectos y enormes diámetros, características que le dan un distintivo único a esta región.

Algunos árboles son espectaculares por el tamaño y color de sus flores y/o frutos; por ejemplo, en el mes de julio el toco colorado (*Parkia pendula*) presenta flores de más de 80 cm de largo, colgantes y de color rojo intenso, que se observan en la parte inferior de su copa plana y extendida. Las flores de muchas Lecythidaceas (por ejemplo: castaña, bitumbo y pancho) son muy llamativas por su color, su forma especial para ser polinizadas (por insectos específicos) y sus frutos gigantes que permanecen en la planta gran parte del año. A pesar del gran potencial que tiene la Amazonia, especialmente en Pando, hay poca información sobre muchas de las especies que se han tratado en esta sección. Uno de los desafíos que requiere mucha atención es la implementación del manejo integral tanto para los productos maderables como para los no maderables, además de sus servicios ambientales, de tal manera que el manejo de uno no perjudique al otro (Guariguata et al. 2008; Guariguata et al. 2009). Leyes y normas que promuevan este uso integral ayudarán a que estos bosques sigan brindando los recursos y servicios que tienen.

Experiencias sobre silvicultura

Como se dijo en capítulos anteriores, la silvicultura puede ayudar a solucionar muchos problemas mediante el manejo

adecuado de los bosques, con mejores prácticas y planificación, descripción de la ecología de especies forestales y la aplicación de ciertos tratamientos silviculturales que permitan un desarrollo acelerado de los árboles y la recuperación del bosque. Sin embargo, las experiencias de prácticas silviculturales realizadas en otras regiones son poco conocidas y aplicadas por los manejadores del bosque del departamento de Pando. Además, en la región amazónica de Bolivia es probablemente donde menos se ha probado o investigado acerca de las respuestas del bosque o de las especies forestales a la aplicación de tratamientos silviculturales.

El estudio que se presenta en esta sección intenta mostrar los avances que se han tenido en un sitio específico del departamento de Pando (Concesión SAGUSA, centro oeste de Pando) y que pueden ser extrapolados a otros sitios con similares características. En esta sección se presentan los resultados más relevantes de un estudio de investigación en el marcado de árboles de futura cosecha (AFC), mejoramiento de las condiciones de luz mediante el anillamiento de árboles supresores y corte de bejucos, además de la respuesta de la regeneración natural a tratamientos de escarificación o limpieza mecánica del estrato superior del suelo en claros de aprovechamiento. Cabe mencionar que estos tratamientos silviculturales fueron ensayados en diferentes tipos de bosques en Bolivia y han demostrado resultados efectivos y económicos (Krueger 2003; Mostacedo y Fredericksen 2001b; Panfil *et al.* 2001; Pariona *et al.* 2003b; Peña-Claros *et al.* 2008a; Villegas *et al.* 2007).

Respuesta al marcado de árboles de futura cosecha

Para verificar la respuesta de los AFC a la aplicación de tratamientos silviculturales, se monitorearon alrededor de 2000 árboles en total en las cuatro parcelas de 25 hectáreas (aproximadamente) cada una (Tabla 4.5). El marcado de AFC disminuye notablemente la mortalidad producida por el aprovechamiento, tanto a intensidad normal de aprovechamiento como a intensidad doble. En el tratamiento intensivo, la mortalidad de AFC provocada por la extracción de árboles aprovechables fue del 3.5%/año. En el tratamiento mejorado los AFC marcados presentaron una mortalidad del 2.4%/año. En contraste con lo anterior, en el tratamiento normal donde no se hizo el marcado de AFC, la mortalidad fue del 5.1%/año. Cabe mencionar que la intensidad de aprovechamiento fue la misma tanto en el tratamiento mejorado como en el normal (1.4 árboles/ha), mientras que en el tratamiento intensivo la intensidad de aprovechamiento fue de casi el doble (2.5 árboles/ha). Comparando porcentajes de mortalidad de los tratamientos mejorado y normal se encontró una diferencia del 2.7%. En otras palabras, hubo un aumento del 2.7% en el número de árboles a ser aprovechados en el siguiente ciclo de corta. De la misma forma, si se comparan los porcentajes de mortalidad del tratamiento intensivo con el normal, igualmente se encuentra una diferencia de 1.6%, lo que sugiere que la marcación de AFC es todavía efectiva aún si se aumenta la intensidad de aprovechamiento.

Estudios similares reportaron porcentajes elevados de mortalidad; por ejemplo, Krueger (2003) encontró en un bosque de la transición

chiquitana amazónica una reducción del daño en un 20% en claros de aprovechamiento y en un 10% en pistas de arrastre. Jackson y Fredericksen (2000) reportaron que las operaciones de aprovechamiento forestal eliminan y dañan gravemente a 6 árboles comerciales y potenciales como promedio, por cada árbol extraído. Sobre lo mismo, Mostacedo *et al.* (2006a) menciona que la probabilidad de daño entre AFC marcados y

no marcados es cerca del 10% y que los árboles de menor diámetro no marcados tienen mayor probabilidad de ser dañados. En este sentido, los resultados del presente estudio demuestran que la tarea de marcación de AFC a escala operativa disminuye la mortalidad de los mismos, mejorando las posibilidades de sostenibilidad de las poblaciones de especies comerciales y potenciales.

Tabla 4.5. Resumen cuantitativo de árboles de futura cosecha (AFC) de especies comerciales en el bosque amazónico de SAGUSA, Pando.

Tratamiento	Superficie evaluada (ha)	# total de árboles censados	# de AFC	% de AFC	Densidad de AFC/ha	#de AFC liberados de bejucos (ind./ha.)	#de AFC liberados de supresores (ind./ha.)
Intensivo	27.4	598	259	43.3	9	4.7	0.5
Mejorado	25.9	531	208	39.2	8	5.1	0.5
Normal	26.4	379	117	30.9	4	0.0	0.1
Testigo	28.4	650	230	35.4	8	0.0	0.0

Incremento diamétrico de los AFC en relación a la intensidad del aprovechamiento y tratamientos silviculturales

El incremento diamétrico de los árboles es una respuesta a perturbaciones originadas por diferentes causas, como la caída natural de los árboles, los incendios, las actividades de aprovechamiento forestal, y la intensidad del aprovechamiento y silvicultura, entre otros. Dado que estos procesos alteran la estructura y la composición florística de los bosques, es importante investigar y entender la respuesta de la vegetación a estas alteraciones (Toledo *et al.* 2003).

El aprovechamiento forestal y la aplicación de tratamientos silviculturales fueron aplicados el año 2003. El análisis de la tasa

de crecimiento diamétrico de AFC que fueron favorecidos directamente con la aplicación de tratamientos silviculturales varía significativamente entre tratamientos (ANAVA, $F = 3.783$, $P=0.01$), encontrándose menor incremento diamétrico promedio (0,30 cm/año) en el tratamiento normal, mientras que los tratamientos testigo, mejorado e intensivo presentan incrementos diamétricos similares (0.40 a 0.42 cm/año) (Figura 4.12).

Efecto de la corta de bejucos en el crecimiento diamétrico de AFC

La liberación de AFC ya sea por corte de bejucos o eliminación de árboles supresores, busca aumentar las tasas de crecimiento diamétrico de los árboles, de tal manera que la estructura poblacional de las especies se recupere, sobre todo en las clases diamétricas

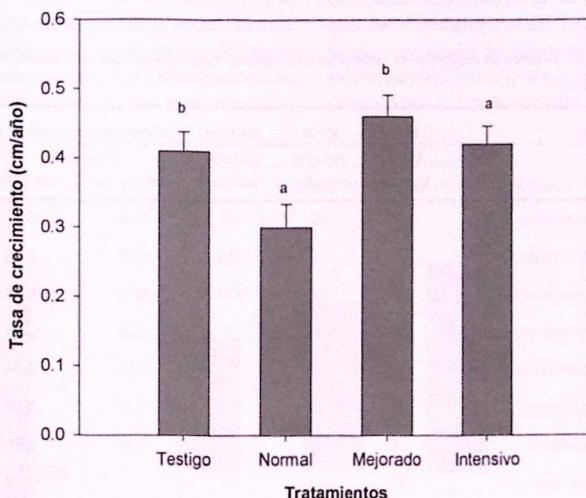


Figura 4.12. Crecimiento diamétrico promedio ($\pm$ error estándar) de AFC por tratamientos. Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos..

afectadas por el aprovechamiento. La corta de bejucos es un tratamiento silvicultural que libera a los AFC de la sobrecarga de estos, que dificultan el crecimiento normal de los árboles. Para el presente estudio, los bejucos fueron cortados con machete a partir de 2 cm de diámetro, incluyendo los encontrados en árboles vecinos. En promedio se cortaron siete bejucos por cada AFC. La mayor cantidad fue cortada en la especie *Hevea brasiliensis*, de la cual se liberaron 52 árboles, significando un total de 440 bejucos por árbol (en promedio 8.2 bejucos/árbol). Por otro lado, la otra especie a la que se tuvo que cortar más bejucos por árbol fue *Dipteryx odorata* (13.5 bejucos/árbol) (Tabla 4.6).

El corte de bejucos afectó significativamente el incremento diamétrico promedio de los AFC (ANAVA; $F = 8.227$, $P = 0.0001$). El mayor incremento diamétrico promedio fue observado en los árboles libres de bejucos de forma natural (0.48 cm/año), seguido del crecimiento diamétrico de árboles con corte de bejucos (0.39 cm/año). Al contrario la tasa de crecimiento diamétrico promedio más bajo fue observado en árboles con bejucos (0.31 cm/año) (Figura 4.13). En términos de porcentaje, los AFC liberados de bejucos incrementaron un 7% más que los árboles infestados de bejucos, en cambio los AFC libres de forma natural incrementaron un 14.4% adicional. Estudios realizados en otros tipos de bosque reportaron efectos

Tabla 4.6. Resumen de Infestación de bejucos para las especies maderables y tasas de crecimiento diamétrico.

Especies	N° de árboles liberados	N° de bejucos cortados	Bejucos cortados por árbol	Crecimiento diamétrico (cm/año)	
				con bejucos	sin bejucos
<i>Apuleia leiocarpa</i>	7	45	6.5	0.30	0.39
<i>Dipteryx odorata</i>	2	27	13.5	0.08	0.36
<i>Aspidosperma vargasii</i>	38	256	6.15	0.19	0.18
<i>Couratari macrosperma</i>	1	3	3	0.22	0.16
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	1	6	6	0.24	0.44
<i>Bertholletia excelsa</i>	19	125	7.4	0.57	0.57
<i>Cedrela odorata</i>	19	200	10.5	0.77	0.96
<i>Astronium lecointei</i>	19	168	7.9		0.18
<i>Ceiba samauma</i>	1	2	2	0.35	0.17
<i>Ceiba pentandra</i>	1	2	2	0.20	0.94
<i>Manilkara bidentata</i>	20	88	4.3	0.05	0.35
<i>Clarisia racemosa</i>	10	60	6	0.35	0.46
<i>Hymenaea courbaril</i>	4	28	6.3	0.21	0.32
<i>Hymenaea parvifolia</i>	19	212	11	0.31	0.44
<i>Amburana cearensis</i>	8	45	5.7	0.37	0.64
<i>Hevea brasiliensis</i>	52	440	8.2	0.34	0.36
<i>Tabebuia</i> sp.	33	265	8.3	0.14	0.21
<i>Enterolobium</i> sp.	5	35	5.1	0.60	0.83
<i>Parkia pendula</i>	1	4	4	0.33	1.26
<i>Terminalia amazonica</i>	2	4	2	0.14	0.17
Totales o Promedios	262	2015	7.0	0.30	0.45

positivos de la corta de bejucos (Peña-Claros *et al.* 2008a; Villegas *et al.* 2008a), pero en SAGUSA los valores fueron mucho más altos. En conclusión, el corte de bejucos a escala operativa es una práctica silvicultural sencilla y de fácil aplicación que tiene efecto en el

incremento diamétrico de los AFC. Al incrementar el crecimiento de los AFC, la corta de bejucos podría reducir el periodo necesario para alcanzar los diámetros mínimos para el aprovechamiento, lo que también permitiría que el ciclo de corta sea menor.

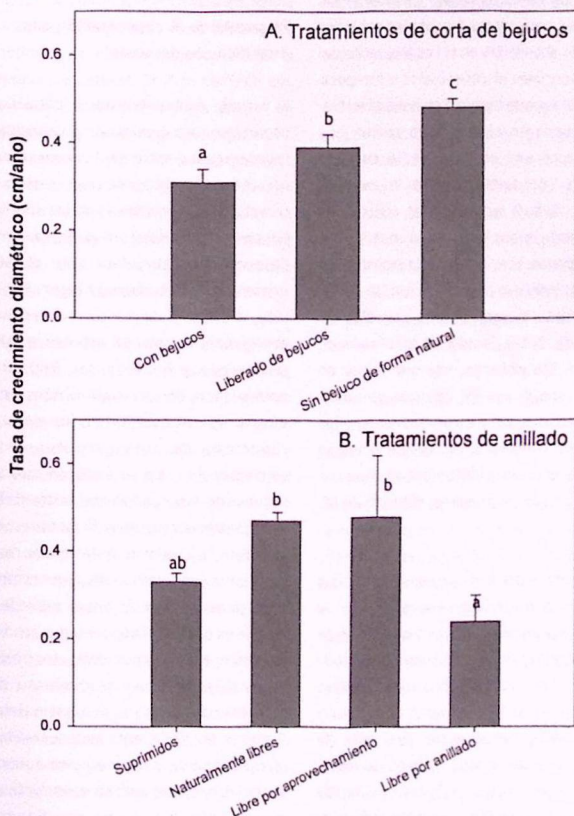


Figura 4.13. Crecimiento diamétrico promedio ($\pm$ error estándar) de AFC en diferentes tratamientos de corta de bejucos (A) y en distintos tratamientos de anillamiento (B). Las letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de corta de bejucos o de tratamientos de anillamiento.

Respuesta de AFC a la liberación por anillado de árboles supresores

Para liberar a los AFC que se encuentran suprimidos por otros árboles o que están en situación de competencia desfavorable por luz, se anillan los árboles supresores. Para este tratamiento se deben considerar los siguientes parámetros: los árboles anillados deben ser abundantes en el bosque, no deben ser comerciales ni potenciales y tampoco deben ser importantes para la fauna silvestre. El anillamiento consistió en cortar con motosierra una porción de la corteza alrededor del fuste, para de tal manera impedir el flujo de sustancias elaboradas (azúcares), lo que provoca la muerte del árbol. Además, para aumentar la probabilidad de que el individuo anillado muera, se aplicó en el área sin corteza una solución de herbicida 2,4-D (ácido diclorofenóxico acético). Sin embargo, hay que tomar en cuenta que el uso de agentes químicos incrementa el costo de anillamiento y los riesgos de contaminación, pero a la vez se puede tener una alta efectividad en el control de los árboles supresores (Ohlson *et al.* 2003).

La liberación por anillamiento benefició a 17 AFC, la mayoría de estos árboles se encontraba entre las clases diamétricas de 10 a 30 cm de DAP. La efectividad del anillado fue del 41%, ya que sólo siete árboles murieron de los 17 que fueron anillados (el resto seguía vivo después de 3 años de aplicado el tratamiento). Dado que la mayor parte de los árboles anillados continuaba vivo, este tratamiento no cumplió su función de ayudar al crecimiento de los árboles liberados. En efecto, estos árboles tuvieron las menores tasas de incremento diamétrico

comparadas con los incrementos diamétricos en árboles libres de forma natural y liberados por el aprovechamiento (Anava; $F = 8.377$, $P = 0.0001$) (Figura 4.13). Los resultados obtenidos en el presente estudio no permiten realmente evaluar el efecto del anillamiento en este tipo de bosque.

Respuesta de la regeneración a la escarificación del suelo

El estudio de las semillas y plántulas es importante para determinar la capacidad de regeneración que tienen las especies. Por un lado, la interacción entre las características ecológicas de las semillas y las condiciones existentes en un bosque determinan la abundancia de plántulas existentes en determinado lugar. Por otro lado, la cantidad de plántulas determina la abundancia futura de árboles maduros (Mostacedo y Fredericksen 2001b). La permanencia de una masa boscosa en su estado natural está basada en su propia capacidad de auto-perpetuarse; en consecuencia, para el éxito de cualquier sistema de manejo forestal sostenible es fundamental el conocimiento de los aspectos que rigen la dinámica de la regeneración. Únicamente conociendo los requerimientos ecológicos de las diferentes especies de interés es posible manipular, por medio de los tratamientos silviculturales, los procesos de establecimiento y crecimiento de la regeneración y así lograr el manejo deseado (Saenz *et al.* 1999). Ante esta necesidad de investigación de la regeneración natural se ha decidido replicar ensayos de escarificación mecanizada del suelo en claros de aprovechamiento, para inducir la regeneración natural de especies comerciales.

Como se mencionó anteriormente, el tratamiento de escarificación o limpieza mecánica de la superficie del suelo en claros de aprovechamiento pretende mejorar la regeneración natural de especies comerciales circundantes a estos claros escarificados. Este tratamiento consiste en remover el suelo y limpiar la superficie del claro en forma mecanizada, de esta manera se crean mejores condiciones en el suelo para optimizar la regeneración natural. Se dice también que la escarificación sirve para poner en condiciones óptimas las semillas que están latentes en el suelo. Sin embargo, esta operación crea también condiciones ideales para el establecimiento de especies no comerciales (bejucos, gramíneas y especies pioneras) que en su momento pueden competir con la regeneración deseada.

El análisis de regeneración en el bosque de la amazonia se efectuó en claros formados por la caída de especies como: almendrillo hoja chica (*Apuleia leiocarpa*), almendrillo hoja grande (*Dipteryx odorata*), cedro (*Cedrela odorata*), masaranduba (*Manilkara bidentata*), tumi (*Amburana cearensis*) y tajibo amarillo (*Tabebuia impetiginosa*). Los claros de aprovechamiento en los que se aplicó la escarificación fueron aquellos cercanos a árboles productores de semillas. Cabe mencionar que la escarificación se realizó exclusivamente en el tratamiento intensivo, donde se instalaron parcelas de 5 x 5m de superficie. En cambio, en los tratamientos normal y mejorado no se realizó escarificación, pero si se establecieron las parcelas con la finalidad de hacer comparaciones.

En total se instalaron 19 parcelas escarificadas y 20 parcelas sin escarificación.

En ambos tipos de parcelas se contaron y midieron los plantines de especies comerciales muy valiosas y potenciales, al primer y segundo año de escarificación. Con la información recolectada fue posible analizar diferencias en abundancia, crecimiento en altura, mortalidad y reclutamiento. Estos parámetros permitieron evaluar la validez del tratamiento de escarificación.

La abundancia promedio general de regeneración fue similar en áreas escarificadas como en las no escarificadas (ANAVA; $F=0.006$, $P=0.94$). La densidad promedio de plántulas en parcelas no escarificadas (un año después de la escarificación) fue de 99.4 individuos por hectárea. En cambio, la densidad promedio de plántulas en parcelas con escarificación fue de 102.5 individuos (Tabla 4.7).

Generalmente, las especies más favorecidas por el tratamiento de escarificación son aquellas especies que se desarrollan bien en áreas perturbadas o que son especies demandantes de luz. Sin embargo, en el presente estudio las mayores densidades de plántulas correspondieron a las esciófitas parciales (especies tolerantes a la sombra en cierto grado) y heliófitas durables (especies intolerantes a la sombra que se establecen en ambientes alterados) y la menor densidad en las esciófitas totales (tolerantes a la sombra) (Figura 4.14). Igualmente, otros investigadores han observado mayor densidad de plántulas en esciofitas parciales, seguidas de heliófitas durables (Fredericksen y Pariona 2002; Pariona et al. 2003b; Villegas et al. 2008a).

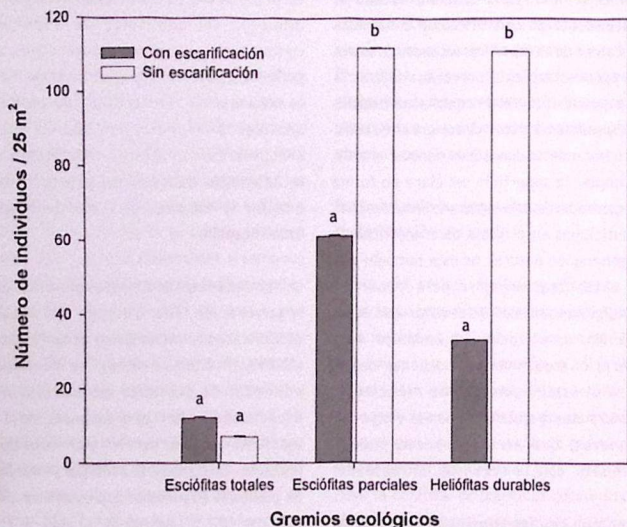


Figura 4.14. Promedio ($\pm$ error estándar) de la densidad de la regeneración natural por grupos ecológicos (en 25 m²) en áreas con y sin escarificación. Letras diferentes de cada gremio ecológico indican diferencias significativas entre tratamientos de escarificación con nivel de error de 5%.

Efecto de la escarificación en la mortalidad y reclutamiento de plántulas

La mortalidad y el reclutamiento son parámetros poblacionales que indican, por un lado, el efecto de factores negativos en las poblaciones de cada especie, y por otro lado, el proceso de establecimiento y tasa con que cada individuo va moviéndose de un tamaño a otro. Asimismo, la tasa de mortalidad y reclutamiento permiten decir si la población va aumentando o disminuyendo en el tiempo. En este estudio se calculó la tasa de mortalidad y reclutamiento para un periodo de dos años en parcelas escarificadas y no escarificadas. En total se evaluaron 22 especies comerciales

valiosas y potenciales, sin embargo los cálculos se efectuaron a nivel de parcelas.

La mayor tasa de mortalidad ocurrió en parcelas escarificadas (95%), en cambio, la mortalidad en parcelas no escarificadas fue del 37%. Al efectuar el análisis de porcentaje de mortalidad se encontraron diferencias significativas entre parcelas escarificadas y no escarificadas (ANAVA; $F=14.85$, $P=0.0004$) (Tabla 4.7).

Estas elevadas tasas de mortalidad son consecuencia del incendio que ocurrió en agosto de 2005 en las parcelas de escarificación. Asimismo, no se esperaba que el fuego afecte en mayor porcentaje a

las parcelas escarificadas que a las no escarificadas, al contrario, se esperaba que el fuego afecte en la misma proporción a ambos tipos de parcelas. Es probable que las parcelas escarificadas hayan soportado una mayor intensidad de fuego por la mayor disponibilidad de material combustible, ya que en el momento de la evaluación se pudo observar mayor cantidad de restos de ceniza y carbón. De la misma manera, Villegas *et*

al. (2008a) han observado que la mayor tasa de mortalidad ocurrió en parcelas escarificadas (82%), en comparación con parcelas no escarificadas (51%) aunque en este caso no hubo un efecto adicional del fuego. Estos autores explican que la mortalidad se debe a la gran competencia entre plántulas por luz y espacio cuando hay mayor densidad de individuos (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Tasa de mortalidad y reclutamiento en parcelas escarificadas y no escarificadas en las parcelas experimentales de la concesión forestal SAGUSA en Pando.

Periodo	Tratamiento	
	sin escarificación	con escarificación
2004 - 2006		
Población inicial	162	174
Muertos	65	125
Reclutas	45	44
Tasa de reclutamiento %	27.9	48.2
Tasa de mortalidad %	36.9	95.4

En cuanto a la tasa de reclutamiento, se encontró mayor porcentaje en parcelas escarificadas (48%). En cambio, en las parcelas no escarificadas se encontró un 28%, concluyendo de esta manera que las parcelas escarificadas tuvieron un 20% más de reclutamiento (Tabla 4.7).

Respuesta de especies a los tratamientos silviculturales

Saber qué especies comerciales responden mejor a los tratamientos silviculturales y cómo los árboles cambian en respuesta a los tratamientos es de vital importancia cuando se pretende aprovechar un bosque de manera sostenible. A nivel de especies, las respuestas a los tratamientos silviculturales han sido

variadas. La mayoría de las especies comerciales ha incrementado su diámetro cuando se les cortaron los bejucos. Por ejemplo, *Enterolobium* sp. tuvo una mayor respuesta e incrementó de 0.05 a 0.9 cm/año, mientras que *Tabebuia* sp. y *Cedrela odorata* respondieron levemente. En cuanto a la liberación por anillado de árboles supresores, *Cedrela odorata* y *Tabebuia* sp. respondieron con un 30% en su incremento diamétrico, pero otras especies como *Aspidosperma vargasii* o *Hevea brasiliensis* tuvieron incrementos bajos. La liberación producto del mismo aprovechamiento no tuvo influencia en el crecimiento en la mayoría de las especies, esto se debe probablemente a la baja intensidad con que se aprovechó el bosque (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Resumen de promedios de crecimiento diamétrico ($\pm$ error estándar) de especies arbóreas que responden mejor a los tratamientos silviculturales.

Nombre científico	Nombre común	Con corte de bejuco	Sin corta de bejucos	Sin liberación	Libre por anillado	Libre por aprovechamiento
<i>Dipteryx odorata</i>	almendrilla hoja grande	0.36 (± 0.30)		0.22 (± 0.10)		
<i>Aspidosperma vargasii</i>	amarillo	0.32 (± 0.06)	0.13 (± 0.18)	0.23 (± 0.05)	0.07 (± 0.09)	
<i>Cedrela odorata</i>	cedro	0.88 (± 0.17)	0.72 (± 0.36)	0.68 (± 0.11)	1.09 (± 0.30)	0.90 (± 0.92)
<i>Hymenaea courbaril</i>	paquí	0.42 (± 0.09)	0.30 (± 0.28)			
<i>Amburana cearensis</i>	roble	0.61 (± 0.18)	0.25 (± 0.10)			
<i>Hevea brasiliensis</i>	siringa	0.38 (± 0.05)	0.15 (± 0.20)	0.37 (± 0.06)	0.06 (± 0.11)	0.29 (± 0.20)
<i>Tabebuia serratifolia</i>	tajibo amarillo	0.17 (± 0.05)	0.11 (± 0.15)	0.21 (± 0.04)	0.27 (± 0.05)	0.21 (± 0.15)
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	toco blanco	0.91 (± 0.40)	0.05 (± 0.14)	0.67 (± 0.17)		0.42 (± 0.51)

Conclusiones

Con este estudio se han clasificado cinco tipos de bosques amazónicos, de los cuales el bosque alto de tierra firme tiene mayor variación en su composición florística y es el que se encuentra en la mayor parte del departamento de Pando. Hay que considerar que no se hicieron muestreos en las formaciones de *Mauritia flexuosa* o en el cerrado, que son dos tipos de vegetación que también se pueden encontrar en Pando. Los bosques estudiados tienen una alta variedad de especies, con una diversidad alfa de 52 a 122 especies, así como una composición florística diferente a la de regiones y países circundantes. También existe una gran variación entre los sitios muestreados, llegando a sobrepasar las 600 especies. La diversidad de especies es similar según las diferentes intensidades de aprovechamiento experimentados.

El bosque en general tiene una estructura que indica buena regeneración y distribución de individuos en todas sus clases, aunque hay algunas especies que tienen problemas de regeneración. Solamente un 28% de los árboles tiene buena posición de copa y un 50% tiene copas perfectas o buenas, con poco grado de infestación de bejucos, lo que indica que sólo algunas especies requieren algún tratamiento de corta de bejucos.

La mayoría de las especies analizadas tiene producción anual, lo que favorece la disponibilidad de semillas de la mayoría de las especies todos los años. Se ha determinado también la probabilidad de reproducción en relación al tamaño de los árboles, dato que es útil para ajustar normas

técnicas relacionadas al diámetro mínimo de corta (DMC). Hay un 45% de árboles dispersado por animales y otro tanto por el viento, aunque lo hacen en diferentes épocas.

El crecimiento diamétrico para todos los árboles fue 0.41 cm/año, tasa considerada alta en comparación con otros bosques. Sin embargo, hay algunas especies que tuvieron tasas mucho más altas (ejemplo: *Schizolobium amazonicum*) y también los árboles más grandes tuvieron mayores tasas. Se ha visto también que mientras los árboles tengan mayor calidad, estos crecerán mucho mejor. La corta de bejucos o la liberación, si bien fueron provechosas a nivel de todo el bosque, para los AFC no tuvieron un efecto significativo en la tasa de crecimiento, las respuestas fueron positivas para muchas especies de interés comercial.

Por su parte, los resultados de tasas de mortalidad y reclutamiento indican que, hasta 3 años después del aprovechamiento, la comunidad en condiciones de aprovechamiento estaría en decadencia, ya que todavía hubo una alta mortalidad y las tasas de reclutamiento son bajas. La mortalidad producida por el aprovechamiento es 3 veces mayor que la mortalidad natural y esta puede todavía incrementarse en años posteriores al aprovechamiento. Este bosque no respondió de manera contundente a los experimentos de escarificación para promover la regeneración.

La biomasa aérea varió entre 110 y 170 ton/ha, lo cual indica una similitud con otros tipos de bosques en el país. Los efectos del aprovechamiento forestal en el stock de

biomasa han sido muy bajos comparados con los efectos de los incendios forestales.

Los bosques amazónicos, aún poco fragmentados y diversos, deberían ser considerados en las decisiones políticas para conservarlos y manejarlos adecuadamente. Por el gran potencial maderable y no maderable que tienen, además de los servicios ambientales que proveen, estos bosques tienden a ser de los pocos que pueden aprovecharse integralmente.

CAPÍTULO

5

Conclusiones y Recomendaciones

Conclusiones

El Programa de Investigación Silvicultural de Largo Plazo (PISLP) de Bolivia es quizás el único experimento silvicultural a gran escala ubicado en los trópicos.

El Programa incluye cerca de 600 ha de parcelas permanentes, comparando tres diferentes sistemas silviculturales y uno como control. Las parcelas fueron establecidas en tres diferentes regiones del país con réplicas en bloques en dos de las tres regiones. Estas parcelas contienen 83729 registros de árboles mayores o iguales a 10 cm de DAP, marcados y medidos por técnicos investigadores bien entrenados. El bloque de parcelas más viejo tiene siete años de monitoreo. Además, existe un bloque de parcelas bajo el mismo diseño que fue instalado posteriormente en un bosque del Bajo Paraguá, información sobre el cual se publicó recientemente (Villegas *et al.* 2008a). Estas parcelas experimentales del PISLP son también parte de una red de parcelas permanentes de 1 ha ubicadas dentro de concesiones, bosques privados y áreas de comunidades indígenas.

Es difícil subestimar el valor que tienen los datos del PISLP para los manejadores de

bosque bolivianos. Primero, los datos proveen una completa información sobre la ecología y silvicultura de especies arbóreas, los cuales incluyen: diversidad, distribuciones diamétricas, tasas de crecimiento, susceptibilidad a infestación de bejucos, fenología y patrones espaciales de su ocurrencia dentro de los bosques. También proveen importante información para estimar los ciclos de corta, tales como tasas de crecimiento por especies, regeneración avanzada, y tasas de mortalidad y reclutamiento. Además, las parcelas proveen una comparación de la respuesta de los bosques a diferentes intensidades de aprovechamiento y aplicación de tratamientos silviculturales.

El Instituto Boliviano de Investigación Forestal (IBIF) ha utilizado también estas parcelas para evaluar el impacto del aprovechamiento y tratamientos silviculturales en la estructura y biodiversidad. Pocos países tropicales tienen tal cantidad de base de datos e información con la finalidad de lograr una dirección acertada hacia el manejo forestal sostenible, considerado como una forma de conservar nuestros bosques.

El manejo de bosques en Bolivia ha tenido grandes avances hacia su sostenibilidad en

la década pasada. La extracción de madera no controlada ha sido reemplazada por aprovechamiento controlado utilizando técnicas de aprovechamiento de impacto reducido, acorde a planes de manejo realizados por forestales capacitados. Bolivia es líder a nivel mundial en certificación forestal FSC (Consejo de Manejo Forestal) de bosques tropicales. A pesar de estos avances, hay varias acciones necesarias para asegurar que los bosques de Bolivia puedan continuar proviendo el flujo de productos y servicios que tienen sus bosques.

Por ejemplo, estudios recientes han mostrado que los ciclos de corta son breves con respecto a la habilidad de los bosques aprovechados para regenerar y crecer a tasas que provean niveles de cosechas similares a las que están siendo obtenidas actualmente. La reducción en futuras cosechas es severa, especialmente en bosques de bajo crecimiento, tal como sucede en los bosques secos de la Chiquitania. Las tasas de extracción deben ser reducidas y/o la regeneración o tasas de crecimiento deben ser incrementadas si se aspira a obtener cosechas sostenibles.

Los datos presentados en los capítulos de este libro muestran que es posible, a través de la aplicación de tratamientos silviculturales apropiados, estimular la regeneración natural de plántulas de especies valiosas e incrementar las tasas de crecimiento de árboles de futura cosecha. Tales tratamientos incluyen la preparación de sitios dentro de los claros de aprovechamiento, utilizando escarificación de suelos, la liberación de AFC de bejucos y la competencia de árboles no comerciales. Un porcentaje significativo de las especies

maderables valiosas en Bolivia están adaptadas a la perturbación (altos niveles de luz y a menudo tienen suelo mineral expuesto para la germinación de semillas y establecimiento de plántulas). La escarificación de suelos en claros de aprovechamiento provee las oportunidades para la regeneración natural, mientras que la corta de bejucos y la liberación de AFC incrementan el acceso a la luz y nutrientes, permitiendo un mejor crecimiento diamétrico y un incremento en la producción de semillas. Se ha demostrado que estos tratamientos son relativamente baratos y pueden ser implementados con operaciones de pre- o post-aprovechamiento.

Las parcelas permanentes continuarán proviendo más información a través de remediciones futuras, algunas de ellas importantes para la toma de decisiones sobre manejo y que serán necesarias para responder preguntas todavía no resueltas. Por ejemplo: ¿Cuál es el destino del 20% de árboles aprovechables dejados como semilleros? ¿Estos árboles semilleros son necesarios para proveer una adecuada regeneración y sobrevivirán hasta el siguiente ciclo de corta? ¿Dejar 20% de árboles semilleros es poco o mucho? ¿Será mejor aprovechar algunos de estos o todos ellos en vez de dejarlos en el bosque? ¿Cuál será el destino de los AFC que son dañados durante el aprovechamiento? ¿Serán estos colonizados por hongos y por lo tanto se convertirán en no aprovechables? ¿Cuánto tiempo tienen efecto los tratamientos silviculturales en la regeneración natural? ¿Será necesario ingresar nuevamente en áreas aprovechadas para liberar bejucos en caso que estos vuelvan a ser infectados? Con la gran inversión realizada en el

establecimiento de las parcelas permanentes, estas seguirán generando información valiosa con un costo bajo de mantenimiento y remediación, y que será importante para responder estas y otras preguntas relacionadas al manejo forestal sostenible.

Los capítulos anteriores también muestran las varias diferencias existentes entre respuestas de árboles a los tratamientos a lo largo de los tres sitios de estudios. Las condiciones ambientales y la composición de especies arbóreas cambian dramáticamente entre áreas incluso situadas a distancias cortas, como la distancia de 80 km. que hay entre Inpa y La Chonta. La naturaleza de los sitios específicos de las comunidades boscosas sugiere que el aprovechamiento y otros tratamientos silviculturales pueden variar en aquellos sitios donde se instalaron parcelas experimentales del PISLP.

Los manejadores de bosque deberían empezar a probar como funcionan estos tratamientos en sus propios sitios, empezando desde una pequeña escala. La implementación y monitoreo de diferentes tratamientos dentro de las áreas anuales de aprovechamiento les ayudarán a desarrollar sus propias bases de datos, que permitirán eventualmente realizar un refinamiento de un sistema silvicultural que provea la mejor regeneración y crecimiento de los árboles en los bosques manejados. Los manejadores de bosque pueden encontrar la necesidad de implementar nuevos tratamientos, que serán adicionales a los aplicados en las parcelas experimentales del PISLP. No es necesario tener muchos bloques replicados como en las parcelas experimentales, pero

podrían ser importantes algunas parcelas más pequeñas con árboles permanentes marcados, de tal manera que se puedan monitorear el crecimiento y las respuestas a los tratamientos.

La experimentación continua con el aprovechamiento y otros tratamientos silviculturales es una condición necesaria para mejorar la eficiencia de las operaciones, la reducción de costos, y el crecimiento y cosecha de los bosques. Esto también demuestra a las entidades de certificación que los manejadores de bosques están comprometidos con el manejo forestal sostenible. La actual recesión económica y la incertidumbre con respecto a las políticas forestales nacionales hace difícil invertir fuertemente en tratamientos silviculturales, pero los manejadores deben permanecer enfocados en mejorar paulatinamente la sostenibilidad de sus bosques.

Recomendaciones

- Considerando que la red de parcelas permanentes es única en el mundo y está en Bolivia, se deben determinar sistemas de financiamiento nacionales que permitan continuar monitoreando los bosques de producción forestal y seguir generando información valiosa para los manejadores.
- Los manejadores de bosques deberían utilizar la información de las parcelas como base para la implementación de tratamientos silviculturales. También deben avanzar en el manejo de bosques implementando prácticas de impacto reducido para disminuir daños, y también para promover la regeneración natural o

asistida y el crecimiento de especies valiosas en los bosques residuales.

- Los tratamientos silviculturales más prometedores y baratos, los cuales incluyen: la escarificación de suelos en claros de aprovechamiento para proveer la regeneración de especies heliófilas, la corta de bejucos a AFC y la liberación de AFC de especies comerciales de las no comerciales, tratamientos de enriquecimiento y escarificación de claros de aprovechamiento, pueden ser también viables para las especies más valiosas.
- Los manejadores de bosque deberían establecer sus propias parcelas permanentes (en una pequeña escala a las parcelas del PISLP, para obtener crecimiento y datos de cosecha para sitios específicos, y para determinar la respuesta de especies arbóreas a tratamientos silviculturales).

Referencias bibliográficas

- Alarcón, A., M. Peña-Claros y B. Mostacedo. 2007. Estructura poblacional y efectos de tratamientos silviculturales en la tasa de crecimiento de especies comerciales en un bosque amazónico de Bolivia. Proyecto BOLFOR II - Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz Bolivia.
- Alverson, W. S., D. K. Moskovits y I. C. Halm. 2003. Biological rapid inventories 06 Bolivia: Pando, Federico Román. The Chicago Field Museum, Chicago, USA.
- Alverson, W. S., D. K. Moskovits y J. M. Shipland (Eds.) 2000. Rapid biological inventories 01. Bolivia: Pando, Río Tahuamanu. The Field Museum, Chicago, USA.
- Alvira, D., F. E. Putz y T. S. Fredericksen. 2004. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 190: 73-86.
- Añez, M. 2005. Análisis del comportamiento reproductivo de 35 especies arbóreas en un bosque seco chiquitano en el departamento de Santa Cruz, Bolivia. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.
- Asquith, N. M. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. En: M. R. Guariguata y G. H. Kattan (Eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. pp. 377-406. Libro Universitario Regional, San José, Costa Rica.
- Asquith, N. M., J. Terborgh, A. E. Arnold y C. M. Riveros. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology* 15: 229-235.
- Bascopé, F. y P. M. Jorgensen. 2005. Caracterización de un bosque montano húmedo: yungas, La Paz. *Ecología en Bolivia* 40(3): 365-379.

- Bascope, S. F. y P. Jorgensen. 2005. Caracterización de un bosque montano húmedo: Yungas, La Paz. *Ecología en Bolivia* 40(3): 365-379.
- Bergmans, F. y V. Vroomans. 1995. A research to the structure and species composition of a north Bolivian Amazon forest and its actual and future resource availability. Larestein International Agricultural College, Velp.
- Bertault, J. G. y P. Sist. 1997. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact and conventional logging in East Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 94(1-3): 209-218.
- Blate, G. M. 2005a. Assessing trade-offs in multiple-objective tropical forest management. Tesis de doctorado, University of Florida, Gainesville, FL, USA.
- Blate, G. M. 2005b. Modest trade-offs between timber management and fire susceptibility of a Bolivian semi-deciduous forest. *Ecological Applications* 15(5): 1649-1663.
- BOLFOR-II. 2008. Dossier Forestal. Proyecto Bolfor II, Santa Cruz, Bolivia.
- Boom, B. M. 1986. A forest inventory in Amazonian Bolivia. *Biotropica* 18(4): 287-294.
- Brown, S. y A. E. Lugo. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17(1): 8-18.
- Brown, S., A. J. Gillespie y A. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35(4): 881-902.
- Caballero, J. y P. M. Jorgensen. 2005. Composición, estructura y riqueza florística de dos sectores en el bosque tucumano-boliviano, Chuquisaca, Bolivia. *Ciencia y Desarrollo* 3: 16-27.
- Cabrera-Condarco, W. H. 2005. Diversidad florística de un bosque montano en los Andes tropicales del Noreste de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 40(3): 380-395.
- Carse, L. E., T. S. Fredericksen y J. C. Licona. 2000. Liana-tree species associations in a Bolivian dry forest. *Tropical Ecology* 41(1): 1-10.
- Cayola, L., A. Fuentes y P. M. Jørgensen. 2005. Estructura y composición florística de un bosque seco sub-andino yungueño en el Valle del Tuichi, Área Natural de Manejo Integrado Madidi, La Paz (Bolivia). *Ecología en Bolivia* 40(3): 396-417.

- Chanto, L. R. 1999. Análisis de crecimiento de caoba (*Swietenia macrophylla* King) asociada con tres especies de Inga spp. en la región tropical húmeda de Costa Rica. Tesis de licenciatura, Guacimo, Costa Rica.
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- Chave, J., H. C. Muller-Landau, T. R. Baker, T. A. Easdale, H. T. Steege y C. O. Webb. 2006b. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. *Ecological Applications* 16(6): 2356-2367.
- Chave, J., R. Condit, S. Lao, J. P. Caspersen, R. B. Foster y S. P. Hubbell. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology* 91(2): 240-252.
- Claros, A. y J. C. Licona. 1995a. Establecimiento de parcelas permanentes de medición en las Trancas, Lomerio. Documento técnico # 16/1995, Proyecto BOLFOR I, Santa Cruz, Bolivia.
- Condit, R., S. P. Hubbell y R. B. Foster. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest. *Bioscience* 42(11): 822-828.
- Condit, R., S. P. Hubbell y R. B. Foster. 1995. Mortality-rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65(4): 419-439.
- Cordecruz, WFK y Consocio-IP-CES-KWC. 1995. Plan de Uso del Suelo (Plus), Santa Cruz, Bolivia 112.
- Cumming, D. L. 1998. Total aboveground biomass and structure of tropical forest delineated by Projeto Radambrasil in Northern Rondonia, Brasil. Tesis de maestría, Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA.
- Dauber, E., J. Terán y R. Guzmán. 2000. Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia. Superintendencia Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Dauber, E., R. Guzmán y J. Terán. 2001. Potencial de los bosques de producción forestal permanente. Superintendencia Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Dauber, E. T. S. Fredericksen y M. Peña-Claros. 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 214: 294-304.

- Dauber, E. T. S. Fredericksen, M. Peña-Claros, C. Leño, J. C. Licona y F. Contreras. 2003. Tasas de incremento diamétrico, mortalidad y reclutamiento con base en las parcelas permanentes instaladas en diferentes regiones de Bolivia. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible, BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Dawkins, H. C. 1958. The management of tropical high forest with special reference to Uganda. Imperial Forestry Institute Paper Nr. 34. University of Oxford, New York, USA.
- Denslow, J. 1987. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematic* 18: 431-451.
- Denslow, J. S., J. C. Schultz, P. M. Vitousek y B. R. Strain. 1990. Growth-responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology* 71(1): 165-179.
- Eggleston, H. S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara y K. Tanabe (Eds.) 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC), Iges, Japón.
- Evans, K., M. Peña-Claros y W. Pariona. 2003. Análisis de los costos y beneficios de dos tratamientos silviculturales aplicados en un bosque de la transición Chiquitano-Amazónica. Documento Técnico # 134, Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- FCBC. 2003. Memorias trianuales gestiones 2000/2001/2002. Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano, Santa Cruz, Bolivia.
- Fessy, N. 2007. Dinámica de árboles en el bosque preandino amazónico a través de parcelas permanentes de muestreo. Tesis de licenciatura, Universidad Mayor de San Simón (UMSS) e Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Finegan, B. 1992. Bases ecológicas para la silvicultura. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Flores, E. y R. Maldonado. 2007. Modos de resolución de conflictos para el uso y acceso a los recursos naturales en la TCO Guarayos. En: V. Nicolás, M. Fernández y E. Flores (Eds.). Modos originarios de resolución de conflictos en pueblos indígenas de Bolivia, pp. 149-255. Fundación UNIR y Fundación PIEB, La Paz, Bolivia.
- Fredericksen, T. 2000. Logging and conservation of tropical forests in Bolivia. *International Forestry Review* 2(4): 271-278.

- Fredericksen, T. S. y R. Peralta. 2001. Opciones silviculturales para el manejo forestal en Bolivia. En: B. Mostacedo y T. S. Fredericksen (Eds.). Regeneración y silvicultura de bosques tropicales en Bolivia, pp. 157-171. Proyecto BOLFOP, Santa Cruz, Bolivia.
- Fredericksen, T. S. y W. Pariona. 2002. Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 171(3): 223-230.
- Fredericksen, T. S., F. Contreras y W. Pariona. 2001. Guía de silvicultura para bosques tropicales. Proyecto BOLFOP, Santa Cruz, Bolivia.
- Fredericksen, T. S., F. Putz, P. Pattie, W. Pariona y M. Peña-Claros. 2003. Sustainable forestry in Bolivia: beyond planned logging. *Journal of Forestry* 101(2): 37-40.
- Fredericksen, T. S., M. J. Justiniano, B. Mostacedo, D. Kennard y L. McDonald. 2000. Comparative regeneration ecology of three leguminous timber species in a Bolivian tropical dry forest. *New Forests* 20(1): 45-64.
- Fuentes, A., A. Araujo-Murakami, H. Cabrera, F. Canqui, L. Carola, C. Maldonado y N. Paniagua. 2004. Estructura, composición y variabilidad del bosque subandino xérico en un sector del valle del río Tuichi, ANMI Madidi, La Paz, Bolivia. *Ecología y Conservación Ambiental* 15: 41-55.
- Gentry, A. H. 1993. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En: H. A. Mooney, S. H. Bullock y E. Medina (Eds.). *Tropical deciduous forest ecosystems*. pp. 146-194. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Gil, P. 1997. Caracterización de un Bosque de Montaña en Relación a Tres Niveles de Altitud en el Cerro "La Centinela", Postervalle, Provincia Vallegrande, Santa Cruz, Bolivia. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.
- Guariguata, M.R., P. Cronkleton, P. Shanley y P. L. Taylor. 2008. The compatibility of timber and non-timber product extraction and management. *Forest Ecology and Management* 256(7): 1477-1481.
- Guariguata, M. R., J. C. Licona, B. Mostacedo y P. Cronkleton. 2009. Damage to Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) during selective timber harvesting in Northern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258(5): 788-793.

- Gullison, R. E. y J. J. Hardner. 1993. The effects of road design and harvest intensity on forest damage caused by selective logging: Empirical results and a simulation model from the Bosque Chimanés, Bolivia. *Forest Ecology and Management* 59(1-2): 1-14.
- Gullison, R. E., S. N. Panfil, J. J. Strouse y S. P. Hubbell. 1996. Ecology and management of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in the Chimanés Forest, Beni, Bolivia. *Botanical Journal of the Linnean Society* 122(1): 9-34.
- Hoekstra, J. M., T. M. Boucher, T. H. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8(1): 23-29.
- Holdsworth, A. R. y C. Uhl. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications* 7(2): 713-725.
- IBIF. 2007. Monitoreo de bosques de producción forestal en la Chiquitania. Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Ibisch, P. L. y G. Mérida. 2003. Biodiversidad: La Riqueza de Bolivia, Estado de Conocimiento y Conservación. Editorial FAN, Santa Cruz, Bolivia.
- Ibisch, P. L. y N. Araujo. 2003. Conservación regional y corredores biológicos. En: P. L. Ibisch y G. Mérida (Eds.). Biodiversidad: la riqueza de Bolivia, pp. 417-434. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Jackson, S. y T. S. Fredericksen. 2000. Evaluación de los disturbios y daños causados al bosque residual durante el aprovechamiento por selección en un bosque tropical de Bolivia. Documento técnico # 91, Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Janzen, D. H. 1986. Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystems. En: E. Willson (Ed.). Biodiversity, pp. 130-137. National Academy Press, Washington, D. C.
- Jardim, A., T. Killeen y A. Fuentes. 2003. Guía de árboles y arbustos del bosque seco chiquitano, Bolivia. Missouri Botanical Garden, Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, Fundación para la Conservación del Bosque Seco Chiquitano. Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN), Santa Cruz, Bolivia.
- Jong de, W. 2004. Retos y perspectivas del nuevo régimen forestal en el norte amazónico de Bolivia. CIFOR, Jakarta, Indonesia.

- Justiniano, J. M. y T. S. Fredericksen. 2000a. Phenology of timber tree species in a Bolivian dry forest: implications for forest management. *Journal of Tropical Forest Science* 12(1): 174-180.
- Justiniano, M. J. y T. S. Fredericksen. 2000b. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. *Biotrópica* 32(2): 276-281.
- Justiniano, M. J., M. Peña-Claros, M. Gutiérrez, M. Toledo, C. Jordán, I. Vargas y J. C. Montero. 2004. Guía dendrológica de especies forestales de Bolivia. Volumen II. Instituto Boliviano de Investigación Forestal / Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia. 231p.
- Killeen, T. J., A. Jardim, F. Mamani y N. Rojas. 1998. Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chiquitania region of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 14: 803-827.
- Killeen, T. J., E. Chávez, M. Peña-Claros, M. Toledo, L. Arroyo, J. Caballero, L. Correa, R. Guillén, R. Quevedo, M. Saldías, L. Soria, Y. Uslar, I. Vargas y M. K. Steininger. 2006. The Chiquitano dry forest, the transition between humid and dry forest in Eastern lowland Bolivia. En: T. Pennington, G. P. Lewis y J. A. Ratter (Eds.). *Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation*, pp. 213-234. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Ratón, Florida, USA.
- Killeen, T. J., V. Calderón, L. Soria, B. Quesada, M. Steininger, G. Harper, L. A. Solorzano y C. J. Tucker. 2007. Thirty years of Land-cover Change in Bolivia. *Ambio* 36(7): 600-606.
- Killeen, T., E. García y S. G. Beck. 1993. Guía de Árboles de Bolivia. Quipus SRL, Missouri Botanical Garden, La Paz, Bolivia.
- Krueger, W. 2003. Efectos del marcado de árboles de futura cosecha y la planificación de pistas de arrastre en el aprovechamiento convencional con límites diamétricos en un Bosque Tropical de Bolivia. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.
- Krueger, W. 2004. Effects of future crop tree flagging and skid trail planning on conventional diameter-limit logging in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 188: 381-393.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Rossdorf, TZ-Verl.-Ges., Alemania.

- Larson, A. M., P. Cronkleton, D. Barry y P. Pacheco. 2008. Tenure rights and beyond: Community access to forest resources in Latin America. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Laurance, W. F., L. V. Ferreira, J. M. Rankin-De-Merona y S. G. Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6): 2032-2040.
- Licona, J. C. 2007. Composición florística, estructura y dinámica de un bosque amazónico aprovechado a diferentes intensidades en Pando. Tesis de licenciatura, Universidad Mayor de San Simón (UMSS), Cochabamba, Bolivia.
- Magurran, A. E. 2003. Measuring biological diversity. WileyBlackwell, USA.
- Martínez, J. 2000. Estudio de necesidades espaciales del pueblo Guarayo. Viceministerio de asuntos indígenas y pueblos originarios (VAIPO). La Paz, Bolivia.
- Martínez, J. en prensa. El ejercicio de los derechos indígenas por el Pueblo Guarayo. Fundación PIEB, Santa Cruz - Bolivia.
- Martínez-Ramos, M. 1994. Regeneración natural de especies arbóreas en selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 54: 179-224.
- MDSP. 1996. Nueva Ley Forestal. Ley No 1700. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación, La Paz, Bolivia.
- MDSP. 1998. Normas técnicas para la elaboración de instrumentos de manejo forestal (inventarios, planes de manejo, planes operativos, mapas) en propiedades privadas o concesiones con superficies mayores a 200 hectáreas. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación, La Paz, Bolivia.
- Mokany, K., R. Johnraison y A. S. Prokushkin. 2006. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12: 84-96
- Montagnini, F. y C. F. Jordán. 2002. Reciclaje de nutrientes. En: M. Guariguata y G. Kattan (Eds.). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*, pp. 167-191. LUR, San José, Costa Rica
- Moraes, M. R. 2004. Flora de palmeras de Bolivia. UMSA, La Paz, Bolivia.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Zaragoza, España. 84p.

- Mostacedo, B. 2007. Natural regeneration of canopy trees in a tropical dry forest in Bolivia. Tesis de doctorado, University of Florida, Gainesville, USA.
- Mostacedo, B. y T. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto Bolfor, Santa Cruz, Bolivia.
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 1999. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: assessment and recommendations. *Forest Ecology and Management* 124(2-3): 263-273.
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2001a. Germinación de semillas en invernadero de 34 especies arbóreas de bosques tropicales de Bolivia. *Revista de la Sociedad Boliviana de Botánica* 3(1/2): 213-222.
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen (Eds.) 2001b. Regeneración y silvicultura de bosques tropicales de Bolivia. Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Mostacedo, B., F. E. Putz, T. S. Fredericksen, A. Villca y T. Palacios. 2009. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258: 978-985.
- Mostacedo, B., J. Balcazar y J. C. Montero. 2006a. Tipos de bosque, diversidad y composición florística en la amazonia sudoeste de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 42(1): 99-116.
- Mostacedo, B., J. Justiniano, M. Toledo y S. T. Fredericksen. 2003. Guía dendrológica de especies forestales de Bolivia. Proyecto Bolfor, Santa Cruz, Bolivia.
- Mostacedo, B., M. Peña-Claros, A. Alarcón, J. C. Licona, C. Ohlson-Kiehn, S. Jackson, T. S. Fredericksen, F. E. Putz y G. Bate. 2006b. Daños al bosque bajo diferentes sistemas silviculturales e intensidades de aprovechamiento forestal en dos bosques tropicales de Bolivia. Documento Técnico # 1. Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Mostacedo, B., M. Pereira y T. S. Fredericksen. 2001. Dispersión de semillas anemócoras y autócoras durante la época seca en áreas de aprovechamiento forestal en un bosque seco tropical. *Ecología en Bolivia* 36: 3-16.
- Mostacedo, B., Z. Villegas, M. Peña-Claros, L. Poorter, J. C. Licona y A. Alarcón. 2006c. Fijación de carbono (biomasa aérea) en áreas de manejo forestal sujetas a diferentes intensidades de aprovechamiento: implicaciones a corto y mediano plazo. Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz, Bolivia.

- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 17: 67-88.
- Museo-Noel-Kempff-Mercado. 2006. Forma de uso de los recursos naturales y su impacto ambiental y social, Guarayos. SNV, Santa Cruz, Bolivia.
- Nabe-Nielsen, J., J. Kollman y M. Peña-Claros. 2008. Effects of liana load, tree diameter and distances between conspecifics on seed production in tropical timber trees. *Forest Ecology and Management* 257(3): 987-993.
- Navarro, G. y M. Maldonado. 2002. Geografía ecológica de Bolivia: vegetación y ambientes acuáticos. Fundación Simón I. Patiño, Cochabamba, Bolivia.
- Navarro, G. y W. Ferreira. 2004. Zonas de vegetación potencial de Bolivia: una base para el análisis de vacíos de conservación. *Revista Bolivia Ecológica* 15.
- Navarro, G. y W. Ferreira. 2007. Mapa de vegetación de Bolivia: CD-ROM interactivo. The Nature Conservancy / Rumbol, Cochabamba, Bolivia.
- Nebel, G., L. P. Kvist, J. K. Vanclay y H. Vidaurre. 2001. Forest dynamics in flood plain forests in the Peruvian Amazon: effects of disturbance and implications for management. *Forest Ecology and Management* 150(1-2): 79-92.
- Newstrom, L. E., W. Frankie y H. G. Baker. 1994. A new classification for plant phenology based on flowering patterns in lowland tropical rain forest trees at La Selva, Costa Rica. *Biotrópica* 26(2): 141-159.
- Newton, A. C., P. Baker, S. Ramnarine, J. F. Mese y R. R. B. Leakey. 1993. The mahogany shoot borer: prospects and control. *Forest Ecology and Management* 57: 301-328.
- Nyland, R. D. 1996. *Silviculture: concepts and applications*, USA. The McGraw-Hill Companies Inc., New York, USA
- Ohlson, K., T. S. Fredericksen y W. Pariona. 2003. Tratamientos alternativos de anillamiento y aplicación de herbicidas para la liberación y mejora de rodales en bosques tropicales de Bolivia. Documento Técnico # 125, Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Ohlson-Kiehn, C., W. Pariona y T. S. Fredericksen. 2006. Alternative tree girdling and herbicide treatments for liberation and timber stand improvement in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 225(1-3): 207-212.

- Palmer, M. W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71: 1195-1198.
- Panfil, S. N., R. E. Gullison y C. Leño. 2001. Dos experimentos silviculturales para enriquecer poblaciones de mara (*Swietenia macrophylla* King) en el bosque Chimanés, Beni, Bolivia. En: B. Mostacedo C. y T. S. Fredericksen (Eds.). *Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia*, pp. 173-183. Proyecto BOLFOP, Santa Cruz, Bolivia.
- Pariona, W., K. Ohlson, J. C. Licona y T. S. Fredericksen. 2003b. Ensayos silviculturales para el establecimiento de mara (*Swietenia macrophylla*) en claros después del aprovechamiento en un bosque tropical boliviano. Proyecto BOLFOP / Cifor / The Forest Management Trust / Yale School of Forestry and Environmental Studies, Santa Cruz, Bolivia.
- Pariona, W., T. S. Fredericksen y J. C. Licona. 2003. Natural regeneration and liberation of timber species in logging gaps in two Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 181(3): 313-322.
- Park, A., M. J. Justiniano y T. S. Fredericksen. 2005. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 217(2-3): 147-157.
- Parker, T. A., A. H. Gentry, R. B. Foster, L. H. Emmons y J. V. Remsen. 1993. The lowland dry forests of Santa Cruz, Bolivia: A global conservation priority. Conservation International, Rapid Assessment Program Working Paper Nr 5, Washington, D. C.
- Paz-Rivera, C. L. 2003. Forest-use history and the soils and vegetation of a lowland forest in Bolivia. University of Florida, Gainesville, FL, USA.
- Peña-Claros, M., T. S. Fredericksen, A. Alarcón, G. M. Blate, U. Choque, C. Leño, J. C. Licona, B. Mostacedo, W. Pariona, Z. Villegas y F. E. Putz. 2008a. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management* 256(7): 1458-1467.
- Peña-Claros, M., E. M. Peters, J. Justiniano, F. Bongers, G. M. Blate, T. S. Fredericksen y F. E. Putz. 2008b. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management* 255: 1283-1293.
- Pérez-Salicrup, D., V. L. Sork y F. E. Putz. 2001. Liana and trees in a liana forest of Amazonian Bolivia. *Biotropica* 33(1): 34-47.

- Pinard, M. A. y F. E. Putz. 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28(3): 278-295.
- Pinard, M., J. Putz, D. Rumíz, R. Guzmán y A. Jardim. 1999. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forests in Lomerío, Bolivia. *Forest Ecology and Management* 113: 201-213.
- PNUD. 2003. Informe de desarrollo humano en el norte amazónico boliviano. PNUD, La Paz, Bolivia.
- PNUD. 2008. Informe temático sobre desarrollo humano: la otra frontera, usos alternativos de recursos naturales en Bolivia. PNUD, La Paz, Bolivia.
- Poma, A. S. 2007. Estructura y composición florística en dos parcelas permanentes en el bosque amazónico de tierra firme e inundable, en el norte del Parque Nacional Madidi, La Paz. Tesis de licenciatura, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- Poorter, L., R. G. A. Boot, Y. Hayashida, J. Leigue, M. Peña y P. Zuidema. 2001. Estructura y dinámica de un bosque húmedo tropical en el norte de la Amazonía Boliviana. PROMAB, Riberalta, Bolivia.
- Prieto-Rodao, E. 2009. Effects of soil scarification on the regeneration of commercial tree species in the moist tropical forest of La Chonta, Santa Cruz, Bolivia. Tesis de maestría, Wageningen University, Wageningen, Holanda.
- Putz, F. E. 1980. Lianas vs trees. *Biotropica* 12(3): 224-225.
- Putz, F. E. 1983. Liana biomass and leaf-area of a tierra firme forest in the Rio-Negro Basin, Venezuela. *Biotropica* 15(3): 185-189.
- Putz, F. E. 1984. The natural-history of lianas on Barro-Colorado Island, Panamá *Ecology* 65(6): 1713-1724.
- Putz, F. E., P. Zuidema, M. Pinard, R. G. A. Boot, J. A. Sayer, D. Sheil, P. Sist y J. K. Vanclay. 2008. Improved tropical forest management for carbon retention. *PLOS Biology* doi:10.1371/journal.pbio.0060166.
- Quevedo, L. 2006. Ecology and silviculture of long-lived pioneer timber species in a Bolivian tropical forest. Tesis de doctorado, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, San José, Costa Rica.

- Quintana, D. 2005. Diversidad florística y estructura de una parcela permanente en un bosque amazónico pre-andino del sector del Río Hondo, Área Natural de Manejo Integrado Madidi (La Paz, Bolivia). *Ecología en Bolivia* 40(3): 418-442.
- Resnikowski, H. y R. Wachholtz. 2007. Análisis de la distribución y ocurrencia de focos de calor en Bolivia en los años 1998 - 2006: proyecto "combate a la deforestación e incendios del bosque boliviano". Superintendencia Forestal / BOLFOR II / The Nature Conservancy / USAID, Santa Cruz, Bolivia.
- Rojas, D., I. Martínez, W. Cordero y F. Contreras. 2003. Tasa de deforestación de Bolivia 1993-2000. Superintendencia Forestal y Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Saenz, G., B. Finegan y M. Guariguata. 1999. Sapling growth and mortality of seven tree species in an altered very moist tropical forest, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 47(1-2): 45-57.
- Saldías, M. 1991. Inventario en el bosque alto del Jardín Botánico de Santa Cruz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 17: 31-41.
- Salomao, R. D. P. y P. L. B. Lisboa. 1988. Análise ecológica da vegetacao de uma floresta pluvial tropical de terra firme, Rondonia. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi Serie Botanica* 4(2): 195-233.
- Schulze, M. y J. Zweede. 2006. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 236(1): 56-64.
- Serrano, M. 2003. Estructura y composición de bosques montanos subtropicales y sus implicaciones para la conservación y el manejo de los recursos forestales en la serranía del Iñaño, Bolivia. Tesis de maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.
- SF. 1999. Potencial de los bosques naturales de Bolivia para producción forestal permanente. Superintendencia Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Smith, D. N. y T. J. Killeen. 1998. A comparison of the structure and composition of montane and lowland tropical forest in the Serranía Pilon Lajas, Beni, Bolivia. En: F. Dallmeier y J. A. Comiskey (Eds.). *Forest biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean*, pp. 681-700. Man and the Biosphere Series 21, UNESCO, Paris, Francia.
- Soares, J. J., M. H. A. O. Souza y M. I. S. Lima. 2006. Twenty years of post-fire plant succession in a "Cerrado" Sao Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(2B): 587-602.

- Soliz, F. A. 2004. Plan general de manejo empresa maderera SAGUSA S.R.L., Cobija, Bolivia.
- Steininger. 2006. The Chiquitano dry forest, the transition between humid and dry forest in Eastern lowland Bolivia. En: T. Pennington, G. P. Lewis y J. A. Ratter (Eds.). Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation, pp. 213-234. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida, USA.
- Stevens, G. C. 1987. Lianas as structural parasites: The *Bursera simaruba* example. Ecology 68(1): 77-81.
- Svenning, J. 2000. Small canopy gaps influence plant distributions in the rain forest understory. Biotropica 32(2): 252-261.
- Terán, J., R. Ramirez y B. Mostacedo. 2006. Cambios y perspectivas de la producción castañera en la región norte amazónica de Bolivia. Instituto Boliviano de Investigación Forestal / Centro Internacional de Investigación Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Terborgh, J. y E. Andresen. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. Journal of Tropical Ecology 14: 645-664.
- Thomas, S. C. 1996. Asymptotic height as a predictor of growth and allometric characteristics in Malaysian rain forest trees. American Journal of Botany 83(12): 1570-1570.
- Toledo, M., B. Chevallier, D. Villarroel y B. Mostacedo. 2008a. Ecología y silvicultura de especies menos conocidas: Cedro, *Cedrela* spp., Meliaceae. Proyecto BOLFOR II / Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Toledo, M., J. L. Balcázar y T. d. Centurión. 1999. La palmera de Cusi (*Attalea speciosa* Mart.) en el pueblo de Yotaú, Prov. Guarayos, Santa Cruz - Bolivia. Boletín de la Sociedad Boliviana de Botánica 2: 175-182.
- Toledo, M., L. Porter, M. Peña-Claros, C. Leño y F. Bongers. 2008b. Diferencias, en las características edáficas y la estructura del bosque, de cuatro ecorregiones forestales de Bolivia. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental 24: 11-26.
- Toledo, M., T. S. Fredericksen y Y. Uslar. 2003. Comparación de la estructura y composición florística en tres áreas de aprovechamiento forestal en un bosque húmedo de Santa Cruz, Bolivia. Proyecto Bolfor, Santa Cruz, Bolivia.
- Toledo, M., T. S. Fredericksen, J. C. Licona y B. Mostacedo. 2001. Impactos del aprovechamiento forestal en la flora de un bosque semidecídúo pluvial estacional de Bolivia. Documento Técnico # 106, Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.

- Uhl, C. y I. C. G. Vieira. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon - a study from the Paragominas region of the state of Pará. *Biotrópica* 21(2): 98-106.
- Uslar, Y. V. 1997. Estructura, composición y sucesión del bosque sub-húmedo semideciduo de llanura en el Jardín Botánico de Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.
- Uslar, Y., B. Mostacedo y M. Saldías. 2004. Composición, estructura y dinámica de un bosque seco semideciduo en Santa Cruz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 39(1): 25-43.
- Van Andel, S. 2005. Tree regeneration after logging in a Bolivian dry forest. Tesis de maestría, University of Utrecht / Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Utrecht, The Netherlands.
- Vargas, I. G. 1996. Estructura y composición florística de cuatro sitios en el Parque Nacional Amboró, Santa Cruz, Bolivia. Tesis de Licenciatura, UAGRM, Santa Cruz, Bolivia.
- Vargas, I. G., T. Centurión y M. Saldías. 1994. Parcela permanente de investigación de la Reserva de Vida Silvestre Río Blanco y Negro. *Revista de la Sociedad Boliviana de Botánica* 1(1): 9-32.
- Villarreal, D. 2007. Estructura, diversidad y relaciones fitogeográficas de la vegetación arbórea de los bosques de la Comunidad de "Bella Vista", ubicada en el codo oriental de los Andes Tropicales (Prov. Florida, Santa Cruz-Bolivia). Tesis de licenciatura en Biología, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.
- Villegas, Z., B. Mostacedo, M. Toledo, C. Leño, J. C. Licona, A. Alarcón, V. Vroomans y M. Peña-Claros. 2008a. Ecología y manejo de los Bosques Tropicales del Bajo Paraguará, Bolivia. Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Villegas, Z., M. Peña-Claros, B. Mostacedo, A. Alarcón, J. C. Licona, C. Leño, W. Pariona y U. Choque. 2008b. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258: 971-977.
- ZONISIG, 1997. Zonificación agroecológica y socioeconómica y perfil ambiental del departamento de Pando. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, La Paz, Bolivia.

Glosario

Aforestación: Proceso por el cual se implanta artificialmente un bosque donde nunca hubo bosque.

Aletones: Son raíces axonomorfas tabulares o laterales que sobresalen del suelo y parecen formar parte de la base del tronco.

Alfisoles: Son un orden de suelos dentro del sistema Soil Taxonomy. Los Alfisoles se caracterizan por presentar un horizonte subsuperficial de enriquecimiento secundario de arcillas, desarrollado en condiciones de acidez o de alcalinidad sódica, y asociado con un horizonte superficial claro, generalmente pobre en materia orgánica o de poco espesor. Los suelos que pertenecen a este orden presentan una alta saturación con bases en todo el perfil.

Anemócora: Dispersabilidad por viento, normalmente esta referido a las semillas o frutos

Árbol de Futura Cosecha (AFC): Árbol de especie comercial o potencial, de diámetro mayor a 10 o 20 cm de DAP y menor al DMC, con características buenas de fuste y copa.

Árboles supresores. Son árboles que no son comerciales ni son importantes para la fauna que no permiten el desarrollo de individuos deseables.

Área Anual de Aprovechamiento (AAA): Dentro de un área con Plan general de manejo forestal es cada una de las unidades a ser aprovechadas durante un año determinado.

Asociaciones Sociales del Lugar (ASL). Son agrupaciones de pequeños madereros organizados en una institución civil

Biodiversidad: Significa el conjunto de especies de flora, fauna y microorganismos que viven dentro de un área determinada.

Biomasa: Toda la masa viva vegetal en un bosque. Incluye los 5 stocks, es decir, biomasa aérea, subterránea, materia orgánica en suelos, hojarasca, y madera muerta.

Brinzal: árbol en una etapa juvenil que mide entre 30 cm a 1 metro y medio de altura

Caducifolio: Se refiere a individuos que pierden sus hojas anualmente, sobre todo en la época seca.

Ciclo de corta: Es el tiempo transcurrido entre intervenciones de aprovechamiento de un mismo lugar. Se define como el periodo mínimo que debe transcurrir después de que un bosque ha sido aprovechado, hasta que pueda volver a aprovecharse.

DAP: Diámetro a la altura de pecho

Deforestación: Es el proceso de conversión de bosques generalmente en cultivos o praderas ocasionada por el hombre

Degradación: Se refiere al proceso de reducción de la biomasa en los bosques, debida al aprovechamiento forestal

Diversidad de especies: Se refiere al número de especies que se encuentran en un determinado lugar tomando en cuenta la abundancia que tiene cada especie.

DMC: Es el tamaño mínimo que debe tener un árbol (expresado en diámetro) para que pueda ser aprovechado y que generalmente se encuentra en las normas técnicas de aprovechamiento forestal.

Dioica: Se refiere a las plantas cuya reproducción es bisexuada, es decir que existen individuos que producen flores masculinas y otros que producen flores femeninas.

Dosel: Es el nivel vertical superior en el bosque

Enriquecimiento: Proceso por el cual se implantan individuos de especies valiosas en los claros de aprovechamiento, sendas y bosques secundarios

Escarificación: Proceso de limpieza de suelo en el bosque que promueve la germinación de semillas y crecimiento de plántulas libre de competencia.

Entomófila: Polinización realizada por insectos

Epígea: Germinación en la cual los cotiledones de una planta crecen por encima del nivel de suelo

Escarificación: Proceso de limpieza de claros para promover la regeneración natural

Esciófitas: Especies que son tolerantes a la sombra

Especie Comercial: Son aquellas que actualmente tienen mercado ya sea nacional o internacional.

Especie Potencial: Son aquellas que por su abundancia y calidad sea de madera u otro parte de la planta podrían ser aprovechadas pero que actualmente no tienen mercado.

Especie rara: Una especie rara es aquella que muy raras veces se la puede ver, por lo tanto su densidad poblacional es muy baja. En este libro las especies raras son aquellas que tienen la densidad más baja en relación a las demás especies.

Especie abundante: Una especie abundante es aquella que se la ve frecuentemente y tiene una densidad poblacional alta.

Heliófitas: Especies que son intolerantes a la sombra y que por el contrario prefieren áreas con mucha luz para su regeneración

Hermafrodita: Plantas que tienen ambos sexos en una sola flor.

Ígápó: Areas temporalmente inundadas por aguas con baja velocidad de caudal o aguas retenidas, en las cuales hay mucha deposición de materia orgánica y por lo cual tiene un color negrusco.

Inceptisoles: Son un orden de suelos dentro del sistema Soil Taxonomy. Son suelos relativamente de reciente origen, y están caracterizados porque sus horizontes están débilmente desarrollados.

Índice de diversidad: El índice de diversidad es un número que se obtiene por medio de cálculos matemáticos que indica el grado de diversidad que tiene un determinado lugar.

Índice de valor de importancia: Es un número que indica el peso ecológico que tiene una determinada especie, tomando en cuenta su abundancia, dominancia y frecuencia.

Inflorescencia: agrupamiento de flores dispuesto en una prolongación especializada del tallo.

Inselbergs: Enormes rocas o colinas rocosas aisladas en zonas tropicales.

Latencia: Se refiere al tiempo en el cual las semillas se encuentran vivas pero no tienen condiciones para germinar. A veces pueden ser periodos muy largos.

Latizal: Individuos jóvenes de arboles, que se encuentran entre 1.5 m de altura y 10 cm de DAP.

Monoica: Existen algunas especies de plantas donde los individuos tienen flores masculinas y femeninas pero que están ubicadas en diferentes de la planta.

Oxisoles: Suelos tropicales y subtropicales, intensamente meteorizados, con alto contenido de Hierro y Aluminio.

Pecíolo: Es la parte que une la lámina de una hoja a su base foliar o al tallo

Plan general de manejo Forestal (PGMF): Instrumento requerido para ejercer legalmente las actividades forestales dentro de un área de manejo. El PGMF define de manera general los objetivos, estrategias y actividades a implementarse dentro de un área de bosque a aprovecharse.

PISLP: Programa de Investigación Silvicultural de Largo Plazo

Plantín: Individuo muy joven, recién nacido.

Reforestación: Convertir un área que fue deforestada nuevamente en bosque

Regeneración natural.- Renovación de la vegetación natural por medio de semillas, retoños por la raíz o utilizando estacas (regeneración vegetativa), sin la intervención del hombre.

Resilencia: Capacidad que tienen los bosques de recuperarse de eventos catastróficos o grandes disturbios

Riqueza de especies: Se refiere al número de especies que se encuentra en un determinado lugar.

Semilla ortodoxa: Son semillas que pueden ser secadas sin perder su capacidad de germinación.

Semillas recalcitrantes: Son semillas que no pueden ser secadas, ya que al secarse se rompen sus estructuras internas y por lo tanto pierden su viabilidad.

Sésil: Sin pie o soporte. La hoja sésil no tiene pecíolo; la flor sésil carece de pedicelo.

Silvicultura: La silvicultura es la ciencia que estudia las condiciones que tiene un determinado bosque intentando buscar soluciones prácticas a problemas que reducen su productividad.

Sotobosque: Es un nivel vertical intermedio en el bosque, por debajo del dosel y subdosel, y por encima de sotobosque y el piso del bosque

Tierra Comunitaria de Origen (TCO): Superficie titulada o solicitada por un pueblo indígena como su territorio.

Tratamientos silviculturales: Se refieren a las diferentes intervenciones o tratamientos que se realizan al bosque con el objetivo de mejorar la regeneración, crecimiento y producción del bosque.

Ultisoles: Suelos de zonas húmedas templadas a tropicales sobre antiguas superficies intensamente meteorizadas; suelos enriquecidos en arcilla.

Várzea: Áreas temporalmente inundadas con aguas turbias con sedimentos que traen los ríos desde las partes altas de la cuenca amazónica.

Zoócora: Se dice de la dispersión de semillas o frutos realizada por animales

