

**ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DE MADERAS TROPICALES (OIMT)
UNIVERSIDAD MAYOR DE SAN SIMON (UMSS)
ESCUELA DE CIENCIAS FORESTALES (ESFOR)
PROGRAMA DE POSTGRADO EN MANEJO SOSTENIBLE DE BOSQUES TROPICALES
CURSOS DE ESPECIALIZACION**

*Curso de Especialización en Manejo Sostenible de
Bosques Tropicales
Modalidad Semipresencial*

MATERIAL DIDÁCTICO DEL CURSO PLAN DE MANEJO FORESTAL

(Curso 1 Módulo II)

Del 20 de Enero al 14 de Febrero



ITTO



VICEMINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE RECURSOS
NATURALES Y DESARROLLO FORESTAL



LA PRACTICA NOS ENSEÑA

Cochabamba, Enero de 2003

(6 Jun. '03
M725

CONTENIDO

1.- INTRODUCCIÓN AL CURSO DE PLAN DE MANEJO FORESTAL

2.- DISPOSICIONES GENERALES DEL CURSO DEL PLAN DE MANEJO FORESTAL

3.- PLAN GLOBAL DEL CURSO PLAN DE MANEJO FORESTAL

- IDENTIFICACIÓN
- JUSTIFICACIÓN
- PROPÓSITOS
- OBJETIVOS GENERALES
- UNIDADES DIDÁCTICAS
- EVALUACIÓN (ACREDITACION)
- CRONOGRAMA
- DISPOSICIONES GENERALES
- BIBLIOGRAFÍA

4.- CRONOGRAMA DE AVANCE DE MATERIA

5.- TEXTO BASICO DEL CURSO PLAN DE MANEJO FORESTAL

- UNIDAD 1.- FUNDAMENTOS DEL MANEJO DE BOSQUES TROPICALES
- UNIDAD 2.- REGIMEN FORESTAL
- UNIDAD 3.- PRINCIPIOS ECOLÓGICOS Y SILVICULTURALES APLICADOS AL
MANEJO DE BOSQUES
- UNIDAD 4.- ORDENACIÓN FORESTAL
- UNIDAD 5.- DISPOSICIONES GENERALES PRODUCTOS NO MADERABLES
- UNIDAD 6.- DISPOSICIONES GENERALES SOBRE SILVICULTURA

INTRODUCCIÓN AL CURSO DE PLAN DE MANEJO FORESTAL

Cuando se desarrollan eventos de índole ecológico o que tienen un fundamento medio ambiental obligadamente en nuestro país sale el tema del Manejo Forestal Sostenible, y la gran mayoría de los participantes; Autoridades, gerentes de empresa, instituciones, etc. Coinciden en las discusiones de ejercitar en nuestros Bosques el Manejo Forestal. Sin embargo, pocos se detienen al análisis obligado de que se debe desarrollar una sapiencia y peor aún de que este desarrollo de la cultura y tradición de manejo exige tiempo, voluntad y apoyo, pero mas que eso necesita la formación de los RRHH.

El Programa de postgrado en Manejo de Bosques Tropicales hace una pequeña contribución al desarrollo sostenible y conservación de los Recursos Forestales a través de la formación en el manejo de bosques. El curso, consiste en un proceso de construcción de conocimientos conjunto entre los estudiantes y orientadores que está marcado en la modalidad semipresencial y en la metodología que se emplea.

El plan de manejo forestal al ser un requisito oficial de planificación; se convierte en un documento técnico adecuado para el aprovechamiento y así lograr; desde la planificación de las inversiones forestales e industriales, el monitoreo de los impactos ecológicos y sociales hasta la información y desarrollo de estrategias de mercados.

El curso de Plan del Manejo Forestal es un requisito indispensable de la especialidad en Manejo Sostenible de Bosques Tropicales, es el primer curso del segundo modulo que trata de los Planes Generales de Manejo Forestal. Su estructura tienen dos bases una que trata sobre la normatividad en el marco de la nueva Ley 1700 y la otra que es la parte técnica y metodológica para enfrentar la elaboración y formulación de planes de manejo en el país y en el resto del mundo.

El curso se justifica porque existen estándares definidos dentro de las regulaciones forestales que establecen normas mínimas de desempeño para los que manejan bosques en Bolivia. Sin embargo, la aceptación de estos cambios hacia la sostenibilidad provocan aún resistencia en algunos sectores.

Para el desarrollo del curso, el material didáctico presentado (Documentos impreso, CD interactivo, guía de prácticos, etc), contiene información de actualidad y de vivencias reales en el entorno bosque, desarrollando las normas y las técnicas propicias en la ordenación y administración de los recursos en el Bosque.

De manera general, el objetivo que se pretende conseguir con el presente curso es:

- Planificar, elaborar y ejecutar los Planes de Manejo Forestal ya sea este de una concesión, TCOs, ASLs y propiedades privadas.

Para lograr este objetivo, de forma secuencial encontrarán material referido a las disposiciones generales que detallan las metodologías, las responsabilidades, las funciones y los deberes y obligaciones que deben cumplir los actores participantes del posgrado. Seguidamente, el Plan Global que detalla las Unidades y/o Contenidos de las temáticas y la metodología de evaluación del

curso. Así mismo el cronograma de avance de materias, ilustra un diario cronológico de acciones para los estudiantes en beneficio de la construcción de conocimientos con base en el autoaprendizaje consciente y analítico de las temáticas que se abordan en el curso. Prosiguiendo, el texto de materias y prácticas a desarrollar obligatorias en su estudio permite a los posgraduantes evaluar las herramientas y desarrollar su utilidad en la aplicación hacia las ciencias forestales.

El curso se imparte en 160 horas, equivalentes a 4 créditos, en la modalidad semipresencial consta de tres partes principales: La primera que es de un autoaprendizaje en las dos primeras semanas de iniciado el curso, en este periodo la lectura analítica y reflexiva adicionado a la solución de problemas (prácticos de estudios de caso, ejercicios y resolución de cuestionarios), permitirá un aprendizaje continuo y autodidacta.

La segunda fase de la modalidad, permite al estudiantado reforzar todo lo aprendido en las dos semanas anteriores, mediante clases presenciales de hasta 9 horas en las aulas y/o gabinetes del programa, el fortalecimiento tiene como base enfatizar en conceptualizaciones y la normatividad aplicada a la planificación.

La tercera fase, consiste en consolidar lo aprendido y desarrollar a través de la aplicación de la normatividad y las técnicas adecuadas un plan simulado de Manejo Forestal.

Para estas prácticas, en forma secuencial, se aplicaran las herramientas hasta ahora desarrolladas como ser los SIG y/o la teledetección sumados a los softwares específicos para el proceso de los datos de casos concretos del sector.

Dado que el curso es ofertado en la orientación del Manejo de Bosques Tropicales, prácticamente la totalidad de los ejemplos y casos prácticos (ver Tipos de Planes Generales de Manejo en Carpeta PGMF) se orientan hacia esta disciplina. Esto hace que sea necesario tener conocimientos fundamentales sobre las materias que se relacionan con dichas orientaciones: vegetación, geomorfología, suelos, usos del territorio, hidrología, gestión del medio ambiente, ordenación territorial, etc.

Gracias y buena suerte...

DISPOSICIONES GENERALES DEL CURSO DE PLAN DEL MANEJO FORESTAL

Los actores que desarrollan este curso (docentes y alumnos), como agentes en el proceso de la enseñanza - aprendizaje deberán responsabilizarse del logro de los objetivos planteados en el mismo, tanto teóricos como prácticos.

El seguimiento metodológico de la lectura y comprensión de los materiales dispuestos para el curso se hace muy necesario al hablar de las responsabilidades de los estudiantes. Los alumnos serán participes activos en el proceso dinámico sostenido y sistémico. La constancia, dedicación, autonomía y responsabilidad por parte del alumno podrán ser un buen parámetro para lograr el buen aprovechamiento de este curso.

El material didáctico, documentos impresos, fotocopias, CD interactivo y la guía de prácticos presentado por los responsables del curso contienen herramientas esenciales para el autoaprendizaje de los alumnos, la lectura y la solución de las prácticas elaboradas reforzaran su aprendizaje.

Son los alumnos que estén oficialmente inscritos al presente curso, los que tendrán derecho a todos los materiales que son indispensables para adquirir conocimiento, estos a su vez deben cumplir con estudios individuales y analíticos en su lugar de origen, utilizando los textos y los otros materiales que se les proporcionará en el postgrado.

En todo el proceso, (semipresencial y presencial) se facilitará una consultoría abierta para todos los alumnos, como apoyo en el aprendizaje individual que permite la superación de los obstáculos. Así el interactuar será continuo y prevalecerán las iniciativas de los estudiantes para la comunicación con los docentes, respecto a cualquier consulta, duda, comentarios, sugerencias con referencia al desarrollo del curso. A este respecto estarán siempre disponibles los medios (fax, teléfono, casilla de correo corriente y electrónico y otros).

Programa de especialización: pembt@supernet.com.bo, Tel/fax: 4293715, Tel: 4450016

Docente: Juan Leño S. jleano@umss.edu.bo

juan.jleaos@yahoo.es

Docente: Gustavo Guzmán gguzmán@umss.edu.bo

gguzmanumss@yahoo.es

Las prácticas desarrolladas por los estudiantes, deberán entregarse en las fechas establecidas, las mismas se desarrollarán respondiendo a los cuestionarios que serán enviados oportunamente a cada uno de ellos cumpliendo el cronograma de avance de materia y siguiendo algunas guías de prácticas. La suma de todos los trabajos realizados y entregados se evaluarán y de esa forma funcionará el monitoreo individual del progreso en los ejercicios que tienen un valor de 45% de la nota final.

Los estudiantes que no cumplieron con las prácticas tendrán nota de reprobación, pero en caso de impedimentos justificados puede el estudiante, solicitar por escrito al Consejo de Coordinación

Técnico Académica del Postgrado, quien analizara su caso para la atención necesaria a la solicitud; acción que puede realizarse a través del medio más conveniente o de manera personal.

El estudio individual y entrega de prácticas desarrolladas oportunamente, acredita al estudiante acceder a las clases presenciales con los docentes responsables del curso, dichas clases son para la retroalimentación y el reforzamiento de los conocimientos teórico-prácticos adquiridos por los estudiantes y la aplicación práctica de la temática sobre el manejo forestal, la silvicultura, la ecología, la legislación y los productos no maderables y otros.

El alumno debe cumplir con la asistencia a las clases presenciales por dos razones. Esta situación le da al estudiante la disposición de demostrar el fruto del esfuerzo personal, y este conocimiento y/o habilidades poder ser evaluado. La puntualidad en las clases presenciales es fundamental para el buen funcionamiento y desenlace de las prácticas.

Las evaluaciones en las clases presenciales tendrán un valor de 30% (teórico -prácticos), los cuales se lograrán mediante ejercicios de aplicación de las temáticas.

El examen final (09 de febrero de 2003) tendrá una validez del 25% de la nota final y los resultados del total de evaluaciones se podrá verificar, en Internet en el Área Académica de la pagina web del programa, cualquier observación que Ud. tenga podrá enviarnos por correo hasta 48 horas después de publicadas las notas a: www.postgradoesfor.umss.edu.bo



ESFOR/UMSS



VICEMINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE RECURSOS
NATURALES Y DESARROLLO FORESTAL



ITTO

ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DE MADERAS TROPICALES
UNIVERSIDAD MAYOR DE SAN SIMÓN

ESCUELA DE CIENCIAS FORESTALES
PROGRAMA DE POSTGRADO

ESPECIALIZACIÓN EN MANEJO SOSTENIBLE
DE BOSQUES TROPICALES

Juan J. Leño Sanabria

PLAN GLOBAL DEL CURSO
PLAN DE MANEJO FORESTAL

Cochabamba, Enero 2003

1. IDENTIFICACION

Nombre de la Asignatura	: Plan de Manejo Forestal
Código	: PMF - 021
Carrera	: Escuela de Ciencias Forestales
Programa	: Postgrado en Manejo de Bosque Tropical
Modulo	: Planificación del Manejo Forestal
Nivel	: Especialidad
Pre-requisito	: Haber aprobado el examen de ingreso de la especialidad.
Carga horaria	: 40 horas semanales. La dedicación es exclusiva y requiere del participante desarrollar de manera individual y de forma autónoma el estudio de los casos.
Horas Teóricas: 120	: No. de Créditos: 3 SEMIPRESENCIAL
Horas Practicas: 40	: No. de Créditos: 1 PRESENCIAL
Total Horas: 160	: No. de Créditos: 4
Horario	: Lunes a Domingo según disponibilidad de tiempo del postgraduante para el caso semipresencial y según fechas definidas en el caso presencial
Aulas para las prácticas	: Gabinetes de PMF y SIG (PEMBT)
Lugar de consulta	: Postgrado de Especialización de Manejo de Bosque Tropical. Tel/fax 4293715 - 4246956. Casilla 447 mailto:pembt@supernet.com.bo http://www.postgradoesfor.umss.edu.bo/
Fecha de presentación del plan	: Enero 2003

2. JUSTIFICACIÓN

El éxito en el manejo forestal de los bosques tropicales depende fundamentalmente de un adecuado proceso de planificación que implique desde el adecuado diseño del inventario forestal, tomando en consideración el método de muestreo adecuado, los recursos económicos y el tiempo disponible; hasta el procesamiento de los datos, su análisis y la elaboración del documento plan general de manejo forestal, para su presentación y aprobación por parte de la Superintendencia forestal.

3.- PROPOSITOS

En los países desarrollados como en los subdesarrollados continuamente estamos enfrentando problemas relacionados al manejo de los recursos naturales debido a nuestro interés por lograr un crecimiento económico sin destruir los sistemas ecológicos que forman la base de la existencia humana.

El análisis de sistemas es tanto una filosofía como un conjunto de técnicas cuantitativas, incluyendo la simulación, que ha sido desarrollado explícitamente para enfrentar problemas relacionados al funcionamiento de sistemas complejos, por lo que la utilidad del análisis de sistemas y simulación provienen tanto del proceso (la identificación y especificación del problema y desarrollo un uso del modelo) como del producto (el modelo final). Así pues la habilidad para realizar el proceso de modelamiento se obtienen a través de la práctica, idealmente bajo la supervisión de un especialista, por lo que se hace necesario que se vaya impartiendo este curso, relacionados a la planificación del manejo de los recursos naturales.

4. OBJETIVOS GENERALES

Los estudiantes del postgrado en Manejo de Bosques Tropicales, en éste módulo adquirirán habilidades, destrezas y conocimientos sobre la planificación y ejecución de inventarios, procesamiento y análisis de la información obtenida y la elaboración y presentación de los planes de manejo generales como los planes operativos anuales de acuerdo a la normatividad nacional vigente.

Los alumnos al final del curso serán capaces de:

- Planificar, elaborar y ejecutar los Planes de Manejo Forestal ya sea este de una concesión, TCOs, ASLs y propiedades privadas.
- Manejar sosteniblemente los bosques cumpliendo con los tres pilares fundamentales del manejo: ecológico, económico y social.
- Elaborar de acuerdo a las normas y prescripciones de protección y sostenibilidad y debidamente aprobado por la autoridad competente, que define los usos responsables del bosque, las actividades y prácticas aplicables para el rendimiento sostenible, la reposición o mejoramiento cualitativo y cuantitativo de los recursos y el mantenimiento del equilibrio de los ecosistemas.

5. UNIDADES DIDACTICAS

Los contenidos se han organizado en unidades en función a un curso mensual compartido en un sistema semipresencial y otro presencial de cinco días, se espera que el estudiante dedique 40 horas semana, de trabajo y estudio independiente en el sistema semipresencial.

Enunciado de las unidades:

- Unidad 1: Fundamentos del Manejo de Bosques
- Unidad 2: Régimen Forestal
- Unidad 3: Principios ecológicos y silviculturales aplicados al manejo forestal
- Unidad 4: Ordenación Forestal
- Unidad 5: Disposiciones sobre productos no maderables

Unidad 6: Disposiciones generales sobre Silvicultura

UNIDAD 1 FUNDAMENTOS DEL MANEJO DE BOSQUES TROPICALES

a) Objetivo de la unidad

El objetivo de esta unidad estará satisfecho cuando los alumnos al finalizar la misma sean capaces de:

- Comprender los fundamentos básicos del manejo de bosques tropicales tanto teóricos como conceptuales.
- Priorizar y seleccionar los sistemas de manejo forestal, métodos de regulación para la producción forestal y conocer las limitaciones para el manejo forestal sostenible.

b) Contenidos

b.1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS Y CONCEPTUALES DEL MANEJO DE BOSQUES TROPICALES

- Disponibilidad de bosques naturales tropicales y su relación con la renovación natural sostenida
- Teoría sobre su renovación sostenida.
- La disponibilidad de bosques naturales tropicales y su relación con la tendencia hacia la insostenibilidad de su renovación natural sostenida.
- Fundamentos del manejo de bosques tropicales como fuente de aprovechamiento sostenido de productos maderables primarios. Manejo de bosques por regeneración natural de reposición no deficitaria a través de los *improvement thinning*. Manejo de bosques por regeneración artificial de reposición deficitaria a través del método *Morténiau*.
- Los Bosques tropicales. La dinámica del bosque, tratamiento silvicultural, sistemas silviculturales.

b.2 SISTEMA DE MANEJO FORESTAL Y MÉTODO DE REGULACIÓN PARA LA PRODUCCIÓN FORESTAL

- Manejo forestal integrado.
- Regulación. Métodos de regulación de la producción. (ciclo de corta, corta anual permisible, especificaciones sobre el aprovechamiento)
- Regulación por área, regulación por volumen, regulación por área y volumen.
- Proyección de la estructura del bosque.

b.3 ALGUNAS LIMITANTES PARA EL MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE

- Nuevo enfoque, liberalismo vs equidad social, filosofía del manejo forestal. Desconocimiento peligroso.
- Superficie mínima para el manejo forestal, necesidad del catastro integral.
- Manejo Forestal, conclusiones.

c) Metodología

La metodología de enseñanza y aprendizaje se basa principalmente en la autoformación del alumno en el sistema semipresencial.

El desarrollo de la unidad es en el marco de una interacción continua entre los materiales dispuestos por los docentes y el estudio razonado y comprendido de los temas por parte del estudiante, esto debe generar la discusión de problemáticas y potencialidades asociadas a los fundamentos o principios básicos del Manejo de Bosques Tropicales y su aplicación en el contexto forestal.

Para apoyar al alumno en sus investigaciones, se proporcionará toda una gama de materiales y estrategias de aprendizaje: material de estudio impreso, en CD, materiales interactivos y otros.

En el sistema presencial, una colaboración directa de parte de los profesores responsables de unidad, orientarán al estudiante en sus falencias encontradas en el desarrollo del sistema.

UNIDAD 2 REGIMEN FORESTAL

a) Objetivo de la unidad

El objetivo de esta unidad estará satisfecho cuando los alumnos al finalizar la misma sean capaces de:

- Normar la utilización sostenible y la protección de los bosques y tierras forestales en beneficio de las generaciones actuales y futuras, armonizando el interés social, económico y ecológico del país.
- Comprender la legislación forestal vigente, como ser la ley forestal 1700, reglamento y normas técnicas para garantizar el uso sostenible de los recursos forestales.

b) Contenidos

b.1. Introducción, Régimen forestal anterior y el actual (1974-1996 y 1996 a la fecha).

b.2 Mandatos claves de la Ley Forestal, políticas de estado requeridas para el desarrollo del sector forestal

b.3 Principios del régimen forestal, líneas de acción. Sistema de regulación forestal. Regulación al manejo forestal. Control al manejo forestal, fiscalización. Arbitraje.

b.4 Indicadores derecho forestal otorgados hasta junio del 2001. indicadores derechos forestales certificados voluntariamente. Indicadores certificación cadena de custodia.

b.5 Plantaciones forestales. Reservas privadas de patrimonio natural: consideraciones generales, consideraciones conceptuales. RPPN. Reservas ecológicas. Servidumbres ecológicas.

b.6 Conclusiones RPPN. Dificultades. Desafíos.

c) Metodología

El estudiante de esta unidad deberá contar necesariamente con la ley forestal 1700 y las normas técnicas, para el procesamiento y elaboración de planes de manejo.

La interacción continua docente-estudiante servirá para apoyar al alumno en sus investigaciones practicando sus habilidades y sus aprendizajes, para esto, se proporcionará los materiales y las estrategias de aprendizaje: material de estudio impreso, en CD, materiales interactivos para desarrollar los temas.

El control de lectura de temas específicos servirán como guía para posteriormente poder elaborar los planes generales de manejo forestal.

UNIDAD 3

PRINCIPIOS ECOLÓGICOS Y SILVICULTURALES APLICADOS AL MANEJO DE BOSQUES

a) Objetivos de la unidad

El objetivo de esta unidad estará satisfecho cuando los alumnos al finalizar la misma sean capaces de:

- Conocer los problemas con la regeneración arborea en bosques bolivianos, ciclo de vida, fenología de los árboles.
- Dominar la ciencia y técnica para el manejo de bosques naturales y plantaciones forestales.

b) Contenidos

b.1 BASES ECOLÓGICAS PARA EL MANEJO

- ✓ Problemas con la regeneración arborea en bosques bolivianos.
- ✓ Ciclo de vida de un árbol.
- ✓ Fenología de árboles.
- ✓ Tipos de semillas vs. Tipos de bosque.
- ✓ Semillas en el suelo (banco de semillas).
- ✓ Heterogeneidad de los claros: Perturbación del suelo, interferencia con rama y tronco y sombra.
- ✓ Grupos ecológicos de los árboles tropicales: Pioneras y no pioneras.
- ✓ Principales características de los gremios ecológicos.
- ✓ Algunas especies secundarias de bosques tropicales.

b.2 SILVICULTURA DE BOSQUES NATURALES

- ✓ La silvicultura práctica, Qué es la silvicultura.
- ✓ Fines de la silvicultura, algunos retos para la silvicultura en bosques tropicales. Problemas silviculturales debido a la complejidad de los bosques tropicales.
- ✓ Consideraciones sobre silvicultura citados en la ley forestal, sostenibilidad, en la norma técnica (disposiciones generales de silvicultura).

- ✓ Sistemas silviculturales y prescripciones, fases de un sistema silvicultural y operaciones involucradas, Tipos de sistemas silviculturales
- ✓ Análisis de la estructura del bosque (trabajo en grupos)
- ✓ Muestreo diagnóstico. Aprovechamiento de bajo impacto.
- ✓ Operaciones silviculturales más importantes. Sistemas silviculturales empleados bosques naturales tropicales.

c) Metodología

La interacción continua docente-estudiante servirá para apoyar al alumno en sus investigaciones practicando sus habilidades y sus aprendizajes, para esto, se proporcionará los materiales y las estrategias de aprendizaje: material de estudio impreso, en CD, materiales interactivos para desarrollar los temas.

Las guías de práctica señalarán adecuadamente el camino a recorrer para la ejecución de modelos o patrones de ejercicios considerándolos como proyectos específicos en un concreto acercamiento a la realidad.

La asesoría y el seguimiento serán persistentes a lo largo de los proyectos desarrollados, organizados y almacenados. Los mismos deben ser permanentemente, enviados para su revisión y evaluación. Dificultades y obstáculos encontrados serán comunicados inmediatamente a los docentes tutores o responsables del tema, quienes a su vez devolverán las alternativas de solución a las interrogantes, para que a través de la retroalimentación aprendan de sus errores.

UNIDAD 4 ORDENACIÓN FORESTAL

a) Objetivo de la unidad

El objetivo de esta unidad estará satisfecho cuando los alumnos al finalizar la misma sean capaces de:

- Evaluar la potencialidad del bosque, decidir lo que se puede obtener de ella, organizar el área y planificar las operaciones.
- Realizar las operaciones del aprovechamiento.

b) Contenidos

b.1 DEFINICIONES DE ORDENACIÓN FORESTAL

- ⓐ Aclaraciones, Definición final de ordenación. Conclusión.
- ⓑ Ventajas y obstáculos para el manejo de bosques tropicales.
- ⓒ División administrativa del bosque, criterios para la división administrativa. Lo que dice la norma 248, lo que dice la norma 248c, lo que dicen otras publicaciones
- ⓓ Ciclo de corta, especies claves, ordenamiento: regulación por área y regulación por volumen, corta

anual permisible.

⊙ Ejercicios

b.2 DISPOSICIONES GENERALES SOBRE EL APROVECHAMIENTO

- ⊙ Norma técnica 248/98, Operaciones de aprovechamiento: corta, rodeo y post-aprovechamiento, red de caminos, rodeos y caminos.

c) Metodología

La metodología de enseñanza y aprendizaje se basa principalmente en la autoformación del alumno en el sistema semipresencial.

El desarrollo de la unidad es en el marco de una interacción continua entre los materiales dispuestos por los docentes y el estudio razonado y comprendido de los temas por parte del estudiante, esto debe generar la discusión de problemáticas y potencialidades asociadas a la ordenación forestal de los Bosques Tropicales y su aplicación en el contexto forestal.

Para apoyar al alumno en sus investigaciones, se proporcionará toda una gama de materiales y estrategias de aprendizaje: material de estudio impreso; en CD, materiales interactivos y otros.

En el sistema presencial, una colaboración directa de parte de los profesores responsables de unidad, orientarán al estudiante en sus falencias encontradas en el desarrollo del sistema.

UNIDAD 5

DISPOSICIONES GENERALES SOBRE PRODUCTOS NO MADERABLES

a) Objetivos de la unidad

El objetivo de esta unidad estará satisfecho cuando los alumnos al finalizar la misma sean capaces de:

- Evaluar la potencialidad del bosque de los productos forestales no maderables, decidir lo que se puede obtener de ella, organizar el área y planificar las operaciones.
- Realizar las operaciones del aprovechamiento de los productos forestales no maderables.

b) Contenidos

b.1 GENERALIDADES SOBRE PFNM

- ⊕ Definición y clasificaciones, características, problemas, importancia de productos forestales no maderables PFNM en lo económico y social.

b.2 APROVECHAMIENTO DE PFNM

- ⊕ Impacto del aprovechamiento de PFNM, estudios de caso (castaña, palmito, jatata), matrices de transición: instrumento para evaluar efecto del aprovechamiento a nivel de poblaciones.

b.3 ELABORACIÓN DE PLANES DE MANEJO

- ✦ Inventarios, problemas (ej. Forma de crecimiento de las palmeras), criterios para el manejo.
- ✦ Trabajo en grupo y presentaciones orales.

c) Metodología

La interacción continua docente-estudiante servirá para apoyar al alumno en sus investigaciones practicando sus habilidades y sus aprendizajes, para esto, se proporcionará los materiales y las estrategias de aprendizaje: material de estudio impreso, en CD, materiales interactivos para desarrollar los temas.

Las guías de práctica señalarán adecuadamente el camino a recorrer para la ejecución de modelos o patrones de ejercicios considerándolos como proyectos específicos en un concreto acercamiento a la realidad.

La asesoría y el seguimiento serán persistentes a lo largo de los proyectos desarrollados, organizados y almacenados. Los mismos deben ser permanentemente, enviados para su revisión y evaluación. Dificultades y obstáculos encontrados serán comunicados inmediatamente a los docentes tutores o responsables del tema, quienes a su vez devolverán las alternativas de solución a las interrogantes, para que a través de la retroalimentación aprendan de sus errores.

UNIDAD 6 DISPOSICIONES GENERALES SOBRE SILVICULTURA

a) Objetivos de la unidad

El objetivo de esta unidad estará satisfecho cuando los alumnos al finalizar la misma sean capaces de:

- Favorecer a los arboles comerciales de la competencia (trepadoras y no comerciales)
- Mitigar el desequilibrio causado por el aprovechamiento.
- Mejorar la composición de especies.
- Eliminar arboles defectuosos o enfermos

b) Contenidos

- ☉ Definiciones. Propósito de silvicultura. Disposiciones existentes en las normas. Sistemas silviculturales. Uso de inventarios y distribuciones diamétricas para planificar el aprovechamiento.
- ☉ Aprovechamiento como base de silvicultura. DMCs. Semilleros.
- ☉ Examen pequeño. Regeneración - monitoreo y tratamientos en bosques naturales.
- ☉ Tratamientos de rodales en bosques naturales. Taller de potencial de uso de herbicidas y precauciones.
- ☉ Examen pequeño. Impactos de tratamientos silviculturales en la fauna silvestre. Tratamientos en plantaciones. Usando silvicultura para la restauración de bosques.
- ☉ Costos y rendimientos de tratamientos. Preguntas/discusión. Examen final.

c) Metodología

La interacción continua docente-estudiante servirá para apoyar al alumno en sus investigaciones practicando sus habilidades y sus aprendizajes, para esto, se proporcionará los materiales y las estrategias de aprendizaje: material de estudio impreso, en CD, materiales interactivos para desarrollar los temas.

Las guías de práctica señalarán adecuadamente el camino a recorrer para la ejecución de modelos o patrones de ejercicios considerándolos como proyectos específicos en un concreto acercamiento a la realidad.

La asesoría y el seguimiento serán persistentes a lo largo de los proyectos desarrollados, organizados y almacenados. Los mismos deben ser permanentemente, enviados para su revisión y evaluación. Dificultades y obstáculos encontrados serán comunicados inmediatamente a los docentes tutores o responsables del tema, quienes a su vez devolverán las alternativas de solución a las interrogantes, para que a través de la retroalimentación aprendan de sus errores.

6. EVALUACION (ACREDITACION)

La evaluación que debe hacer el docente será continua. Deberán tomarse en cuenta, comprobaciones de lectura, participaciones en aula y en las practicas, además de las evaluaciones teóricas y prácticas cuando corresponda. La calificación debe considerar la siguiente estructura:

1. Trabajos individuales y desarrollo de las guías de ejercicios	45%
2. Evaluaciones teóricas	15%
3. Evaluaciones prácticas	15%
4. Evaluaciones finales del curso	25%
<i>Total evaluaciones durante cada curso</i>	<u>100%</u>

Mayores detalles están contemplados en el reglamento del postgrado.

7. CRONOGRAMA

Se propone el siguiente cronograma de actividades:

UNIDAD	TITULO	SEMANA	HORAS	FECHAS	RESPONSABLE
1	Fundamentos del manejo de bosques tropicales	1ra	16	21 y 22 de Enero	Ing. Freddy Contreras, Dr. Marielos Peña, Ing. William Pariona e Ing. Juan Leañó
2	Régimen forestal	1ra	16	23 y 24 de Enero	
3	Principios ecológicos y silviculturales aplicados al manejo de bosques.	2da	08	27 de Enero	
4	Ordenación Forestal	2da	24	28 al 30 de Enero	
5	Disposiciones generales sobre productos no maderables	2da y 3ra	16	31 de Enero y 03 de Febrero	
6	Disposiciones generales sobre silvicultura	3ra	08	04 de Febrero	

Pres.	Prácticas en Gabinete SIG y GMF en resultados de un inventario forestal para PGMF	3ra.	32	Del 05 al 09 de Febrero	
No pres.	Prácticas en Gabinete en resolución resultados de un inventario forestal para PGMF	4ta.	40	Del 10 al 14 de Febrero	

Ver cronograma de avance de materia

8. DISPOSICIONES GENERALES

Se ha estimado que la dedicación media para completar el curso en el tiempo previsto, debe ser de aproximadamente 40 horas semanales. Evidentemente, cada uno ajustará las tareas a su propio ritmo.

Las fechas de remisión de practicas, ejercicios, tareas y otro tipo de labores se cumplirán estrictamente bajo reglamentación el no acatar este punto hace pasible a sanciones pertinentes que afectan el normal desenvolvimiento de las temáticas en curso.

Para pedir consejos y ayuda en cualquier aspecto de los cursos, los tutores estarán disponibles vía teléfono, fax, correo y correo electrónico. Además, los alumnos dispondrán de un conjunto de herramientas que podrán utilizar para favorecer la comunicación entre ellos, en las que se pueden discutir temas relacionados directamente con los cursos.

La participación en clases presénciales es obligatoria y regirá la normatividad del PEMBT para su calificación respectiva (ver reglamento de postgrado).

BIBLIOGRAFIA

- Armitage, Ian., 1998. Guidelines for the management of tropical forests, The production of wood. FAO Forestry Department. Roma - Italia. 183 pp.
- BOLFOR, CIFOR, IUFRO. 1998. Memorias del Simposio Internacional sobre posibilidades de Manejo Forestal Sostenible en America Tropical. Santa Cruz - Bolivia
- Fredericksen, T., y Kennard, D., 1999. Guía para la realización de Quemadas Controladas. Proyecto de manejo forestal sostenible BOLFOR. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación. Santa Cruz - Bolivia. 35 pp.
- Fredericksen, T., y Mostacedo, B.; 2000. Diagnósticos Rápidos de la Regeneración Forestal. Proyecto de manejo forestal sostenible BOLFOR. Santa Cruz - Bolivia. 33 pp. Ministerio de Agricultura y Cría, 1971. Boletín Forestal N° 14, Dirección de Recursos Naturales Renovables, Ministerio de Agricultura y Cría. - Caracas - Venezuela. 56 pp.
- Finegan Bryan., 2002. Bases ecológicas para el manejo de bosques tropicales y biodiversidad. Material de consulta presentado por el Ing. Lincoln Quevedo para el curso Plan de Manejo Forestal. Postgrado ESFOR. Cochabamba - Bolivia
- Graaf, N, R, De., 1986. A silvicultural system of natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Landbouwhogeschool Wageningen.
- Johnson, N, and Cabarle, B., 1993. Surviving the cut: Natural forest management in the humid tropics.

- World Resources Institute. Washington. 71 pp.
- Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación, 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 hectareas. R.M. 248/98. 74 pp.
- Mostacedó, B., y Fredericksen, T., 2001. Regeneración y Silvicultura de bosques tropicales en Bolivia. Proyecto de manejo forestal sostenible BOLFOP. Santa Cruz - Bolivia. 221 pp.
- Obando, G., Poblaciones Mínimas Viables. Curso Biología de la Conservación, Área de manejo y conservación de la biodiversidad, Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza. Turrialba - Costa Rica.
- Obando, G., El manejo del bosque natural y la biología reproductiva de los árboles del dosel superior. Curso Bases ecológicas para la producción sostenible. Escuela de Postgrado. CATIE. 75 pp.
- Peña, M., y Zuidema, P., Limitaciones demográficas para el aprovechamiento sostenible de *Euterpe precatoria* para producción de palmito en dos tipos de bosque de Bolivia. Publicado en *ecología en Bolivia* 34: 7 - 25. Material de consulta del curso Plan de Manejo Forestal del Postgrado ESFOR. Cochabamba - Bolivia. Schulz, J.P., 1968. La Regeneración Natural de la selva mesofítica tropical de Surinam después de su aprovechamiento, *Boletín* N° 23. IFLA, Mérida - Venezuela. 1-27 pp
- Vega, L. 1979. Comparación de la rentabilidad de las plantaciones regulares con el modelo de agrosilvicultura en Surinam. IFLA. Mérida - Venezuela. 40 -63 pp.
- Vega, L. 1994. Pautas para la organización de un modelo de manejo integrado de bosques en las zonas de colonización de Bolivia. *Revista Ruralter* N° 13/14. Seminario sobre Desarrollo Sostenible: La colonización en cuestión. Bolivia. 215-229 pp.
- Vega, L. 1994. Guía práctica de Inventario Forestal. Swedforest International AB, Ministerio de Desarrollo Sostenible y de medio Ambiente, Proyecto Inventario de Recursos Naturales (BOL 0181), informe técnico N° 3. La Paz - Bolivia. 35 pp.
- Vides Roberto., 2002. Poblaciones mínimas viables. Material de consulta presentada por el Ing. Roberto Quevedo para el curso de Plan de Manejo Forestal. Postgrado ESFOR. Cochabamba - Bolivia.
- Zuidema, P., Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon. Serie científica. PROMAB 2. Tesis de doctorado, Universidad de Utrech, Utrech - Holanda. 240 pp.

CRONOGRAMA DE AVANCE DE MATERIA

CURSO: PLANIFICACIÓN DEL MANEJO FORESTAL

CLASE Y FECHAS	ACTIVIDAD / CONTENIDOS	MEDIO DIDACTICO	DURACIÓN (Hrs)	TRABAJO	TIPO DE CLASE	FECHA DE ENTREGA DE TRABAJOS Y MATERIAL
0 Presencial 20/01/ 2003	Presentación, introducción, entrega del material para el curso de Planificación del Manejo Forestal	- Texto alumno - CD interactivo	4	Coordinador / alumnos	Exposición - Participativo	Entrega o envío de material de estudio a los participantes
1º - 2º clase No presencial 21 - 22 /01	Unidad I b.1. Fundamentos teóricos y conceptuales del manejo de bosques tropicales b.2. Sistema de manejo forestal y método de regulación para la producción forestal b.3. Algunas limitantes para el manejo forestal sostenible.	- Texto alumno - CD interactivo	4 7 3	- Alumnos / Docente	Estudio individual con lectura y resolución de prácticas	
3º Clase No presencial 23/01	Unidad II b.1. Régimen forestal anterior y el actual. b.2. Mandatos claves de la ley forestal	- Texto alumno - CD interactivo	4 4	- Alumnos / Docente	Estudio individual con lectura y prácticas	23 de Enero: Control de lectura por medio de fichas "La ley forestal" con referencia al Plan General de Manejo según formato enviado

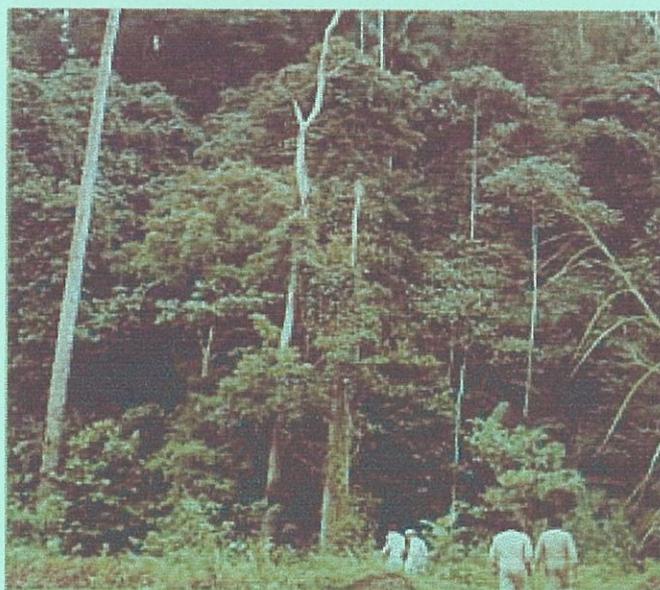
CLASE Y FECHAS	ACTIVIDAD/ CONTENIDOS	MEDIO DIDACTICO	DURACIÓN	TRABAJO	TIPO DE CLASE	FECHA DE ENTREGA DE TRABAJOS
4° Clase No presencial 24/01	Unidad II b.3. Principios del régimen forestal b.4. Indicadores de derecho forestal y cadena de custodia. b.5. Plantaciones forestales b.6. RPPN, Dificultades y desafíos	- Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	8	Alumnos / Docente	Estudio individual con lectura y entrega de fichas	24 de Enero Control de lectura por medio de fichas de la norma técnica 248/98
5° Clase No presencial 27 /01	Unidad III b.1. Bases ecológicas para el manejo b.2. Silvicultura de bosques naturales	- Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	4 4	Alumnos / Docente	Estudio individual con lectura y prácticas	27 de Enero Análisis estadístico de Un Inventario Forestal
6 -8° Clase No presencial 28 - 30 /01	Unidad IV b.1. Definiciones de Ordenación Forestal b.2. Disposiciones generales sobre el Aprovechamiento.	- Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	10 10	Alumnos / Docente	Estudio individual con lectura y prácticas	28 de Enero Distribución diamétrica N°, Área basal, volumen por ha. Por grupo comercial para todas las especies

CLASE Y FECHAS	ACTIVIDAD / CONTENIDOS	MEDIO DIDACTICO	DURACIÓN	TRABAJO	TIPO DE CLASE	FECHA DE ENTREGA DE TRABAJOS
9 -10ª Clase No presencial 31/01 y 03/02	Unidad V b.1. Generalidades sobre PFNM b.2. El aprovechamiento de PFNM	- Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	7 7	Alumnos Docentes	Estudio individual con lectura y prácticas	31 de Enero Variables dasométricas de las especies seleccionadas para el manejo a partir de 20 cm.
11ª Clase No presencial 04/02	Unidad VI b.1 Propósitos de la silvicultura. b.2 Regeneración y tratamientos en bosques naturales y plantaciones b.3. costos y rendimientos de los tratamientos	- Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	2 3 3	Alumnos / Docente	Estudio individual con lectura y prácticas	04 de Febrero Estimación de la Corta Anual Permisible.
12ª Clase Presencial 05/02	Unidades III y IV Estudios de caso: Ciclo de corta, Corta anual permisible. Formula de Sorengen.	- Pizarra - Data display - Computadora - Texto alumno	8	Docente / Alumnos	Método de casos	
13ª Clase Presencial 06 /02	Unidad IV Estudios de caso: Regulación por área, por volumen y regulación por área y volumen.	- Pizarra - Data display - Computadora - Texto alumno	9	Docente / Alumnos	Método de aprendizaje basado en problemas	

CLASE Y FECHAS	ACTIVIDAD / CONTENIDOS	MEDIO DIDACTICO	DURACIÓN	TRABAJO	TIPO DE CLASE	FECHA DE ENTREGA DE TRABAJOS
14° Clase Presencial 07/02	Unidad V Estudios de caso b.1. Matrices de transición. b.2. Elaboración de planes de manejo con PFNM (trabajo de grupos)	- Pizarra - Data display - Computadora	9	Docente / Alumnos	Método de aprendizaje basado en problemas	
15° Clase Presencial 08 /02	Unidad III y VI Estudios de caso: b.2. (III) Análisis de la estructura del Bosque. b.2. (VI) Regeneración y tratamientos en bosque natural y plantaciones b.3. (VI) Costos y rendimientos de los tratamientos	- Pizarra - Data display - Computadora	8	Docente / Alumnos	Método de aprendizaje basado en problemas	
16° Clase Presencial 09 /02	Unidades I al VI - Evaluación semifinial del curso de Planificación del manejo forestal - Presentación del curso II, Segundo moduló, Inventario Forestal	- Pizarra - Data display - Computadora	4 2	Docente / Alumnos	Evaluación sumativa	Evaluación semifinial Entrega o envío de material de estudios a los participantes
17° Clase No Presencial 10 /02	Resultados estadísticos de un Inventario Forestal	- Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	8	Alumno /docente	Método de preguntas y práctica	Trabajos prácticos con valor en la nota final

CLASE Y FECHAS	ACTIVIDAD / CONTENIDOS	MEDIO DIDACTICO	DURACIÓN	TRABAJO	TIPO DE CLASE	FECHA DE ENTREGA DE TRABAJOS
18ª Clase No Presencial 11 /02	Distribución diamétrica, para el No. G y V por Ha. Por grupo comercial para todas las especies	- Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas - Computadora	8	Alumno /docente	Participativa y Práctica	Trabajo de complementación del conocimiento
19ª Clase No Presencial 12 /02	- Elaboración de planes de manejo con PFNM (trabajo individual) - Identificación de las especies consideradas claves.	- Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	8	Alumno Docente	Participativa y práctica	Trabajo de complementación del conocimiento
20ª Clase No presencial 13/02	Variables dasométricas de las especies seleccionadas para el manejo a partir de 20 cm.	Hojas de Evaluación - Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	8	Alumno Docente	Evaluativo participativo	Trabajo de complementación del conocimiento
21ª Clase No presencial 14/02	Estimación de la Corta Anual Permisible. Envío de las prácticas	Hojas de Evaluación - Texto alumno - CD interactivo - Guía de prácticas	8	Alumno Docente	Evaluativo participativo	14 de Febrero Envío de material elaborado por los estudiantes. Calificación final

ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DE MADERAS TROPICALES (OIMT)
UNIVERSIDAD MAYOR DE SAN SIMON (UMSS)
ESCUELA DE CIENCIAS FORESTALES (ESFOR)
PROGRAMA DE POSTGRADO EN MANEJO SOSTENIBLE DE BOSQUES TROPICALES
CURSOS DE ESPECIALIZACION



PLAN DE MANEJO FOREST

(Preparado para el primer curso del modulo II)



ITTO



VICEMINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE RECURSOS
NATURALES Y DESARROLLO FORESTAL



LA PRACTICA NOS ENSEÑA

Cochabamba, Enero de 2003

UNIDAD 1

FUNDAMENTOS DEL
MANEJO DE BOSQUES
TROPICALES

MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE

FUNDAMENTOS TEORICOS Y CONCEPTUALES DEL MANEJO DE BOSQUES NATURALES

1. DISPONIBILIDAD DE BOSQUES NATURALES TROPICALES Y SU RELACION CON LA RENOVACION NATURAL SOSTENIDA.

Los bosques trópicos abarcan las zonas entre el trópico de cáncer y el trópico de capricornio. Sin embargo, de acuerdo a criterios geobotánicos y ecológicos, es más apropiado definir a los trópicos según sus condiciones climáticas específicas y su vegetación características ; en las que las variaciones de temperatura durante el día son mayores que las anuales, en contraste con los climas de todas las zonas extratropicales, donde las variaciones de temperatura anuales son mayores (Troll, 1961).

Lamprecht (1990), considera que todas las zonas con variaciones de temperatura diaria mayores que las anuales son tropicales; cuyos límites están determinados por la línea de equilibrio entre la amplitud de temperatura diaria y la anual.

Las zonas tropicales pueden ser definidas como **todas las zonas que se caracterizan por poseer un régimen calórico con variaciones de temperatura diaria relativamente grandes, contrastes con las leves diferencias anuales**; Por ello es que podemos encontrar dentro del cinturón tropical mundial, tres principales tipos de bosques : bosques húmedos siempreverdes, bosques húmedos semisiempreverdes y bosques secos decíduos, en la que, de acuerdo al régimen de temperatura húmedo y seco, en cada tipo de bosque es posible encontrar según su composición (especie), estructura (altura y dimensión) y valor económico, las siguientes formaciones naturales.

- Formación natural de bosques húmedos siempreverdes, húmedos semisiempreverdes y bosques secos decíduos de tierras bajas respectivamente.
- Formación natural de bosques húmedos siempreverdes, húmedos semisiempreverdes y bosques secos decíduos de tierras intermedias respectivamente.
- Formación natural de bosques húmedos siempreverdes, húmedos semisiempreverdes y bosques secos decíduos de tierras altas o de montañas respectivamente.

El cuadro 1 presenta una síntesis, donde la información horizontal tiene relación con los tipos de bosques y la información vertical dan origen a las formaciones boscosas.

Cuadro 1. Globo terráqueo: clasificación esquemática de los bosques tropicales, según régimen de temperatura, húmedos y secos a nivel mundial.

	Régimen de	Temp. promedio	Anual en C
Número de meses secos y húmedos durante el año	Aprox. 28 – 22 C Tierra caliente Aprox. 0 – 800 msnm	Aprox. 22 – 14 C Tierra templada Aprox. 800 – 2100 msnm	Aprox. 14 – 10 C Tierra fría Aprox. 2100 – 3200 msnm
De 1 a 2 meses secos (a)	Bosque húmedo simisiempreverde, de tierras bajas	Bosque húmedo simisiempreverde, de tierras intermedias	Bosque húmedo simisiempreverde, de tierras altas o de montañas
De 2 a 4 meses Secos (a)	Bosque húmedo simisiempreverde, tierras bajas	Bosque húmedo simisiempreverde, de tierras intermedias	Bosque húmedo simisiempreverde, de tierras altas o de montañas
De 5 a 7 meses Secos (a)	Bosques secos decíduos de tierras bajas	Bosques secos decíduos de tierras intermedias	Bosques secos decíduos de tierras altas o de montañas

(a) El resto se refiere al número de meses húmedos por año. Lamprecht (1990)

El mapa 1, permite formarse una idea general sobre la distribución natural de los tres principales tipos de bosques tropicales a nivel mundial. Mientras que el Cuadro 2, permite formarse una idea respecto al número de especies maderables y estructuras naturales más importantes, según formación por categoría de bosques, para América del Sur. Las dos formaciones más importantes permite formarse una idea de la impresionante cantidad de especies que allí existen, así como de las estructuras naturales (altura y diámetro a la altura del pecho, DAP), que son capaces de alcanzar

Cuadro 2. América del sur: número de especies maderables y estructuras naturales más importantes según formación de bosques húmedos siempreverdes, semisiempreverdes y bosques secos decíduos de tierras bajas respectivamente.

FORMACIONES	Bosques húmedos siempreverdes de tierras bajas	Bosques húmedos semisiempreverdes de tierras bajas	Bosques secos decíduos de Tierras bajas
No. de especies y estructuras naturales más importantes			
No. de especies / ha	De 60 a 80 (100)	De 40 a 50 (60)	De 15 a 25 (30)
Alturas naturales : m	De 40 a 55 (60)	De 30 a 35 (50)	De 5 a 15 (25)
DNAP (a) : cm-	De 100 a 200 (240)	De 60 a 100 (140)	De 40 a 60 (80)

(a) DNAP , Diámetro Natural a la Altura del Pecho. Foster (1973); Lamprecht (1990).

Si bien el número de especies es realmente alto, hay que considerar que del total de las especies existentes en una superficie determinada; aproximadamente entre el 10% ó 15%, corresponden a las especies que son capaces de alcanzar las mayores estructuras naturales, mientras que entre el 25% ó 35%, corresponden a las especies que sólo son capaces de alcanzar medianas estructuras naturales; en tanto que aproximadamente el 50% corresponden a las especies que sólo son capaces de alcanzar las menores estructuras naturales.

Las principales especies de exportación (*Swietenia macrophylla*; *Cedrela odorata*; *Hura crepitans*; *Amburana cerensis* y otras) se encuentran distribuidas principalmente a

partir de la formación de bosques húmedos siempreverdes, las mismas que corresponden a las especies que son capaces de alcanzar las mayores estructuras naturales, se encuentran distribuidas las especies de menor importancia comercial; en tanto que entre las especies que solo son capaces de alcanzar las menores estructuras naturales, debido a sus reducidas estructuras naturales, no poseen importancia comercial.

2. TEORIA SOBRE SUS RENOVACION NATURAL SOSTENIDA

En el bosque tropical de tierras bajas, la temperatura y la humedad como factores del medio son tan favorables, que en él se establecen de forma constante condiciones óptimas para la germinación y el establecimiento de las diferentes especies.

Sin embargo, por el desarrollo de la regeneración natural sostenida, las condiciones de luz son decisivas. Los cuales realizan una clasificación de las especies maderables, de acuerdo a sus requerimientos de luz, de la siguiente manera:

- a) Especies de luz ó heliófitas, que requieren plena luz durante toda su vida.
- b) Especies parcialmente tolerables de sombra o hemiesciófitas, que son capaces de regenerarse tanto a la luz como bajo sombra, pero que ya a una edad temprana requieren plena luz, por lo menos de la parte superior.
- c) Especies esciófitas, que se regeneran a la sombra del vuelo y poseen eventualmente la capacidad de efectuar allí todo el desarrollo de su renovación natural sostenida o requieren sombra cuando menos en su juventud.

Como se puede observar, de acuerdo a la clasificación prescrita, la renovación natural sostenida de las especies esciófitas está obviamente asegurada, así mismo las hemiesciófitas también pueden lograr su establecimiento, pero las plantas jóvenes están limitadas en tiempo y en caso de que no logren plena luz, al menos de arriba a mas tardar después de 8 años, estas perecerán. Esto porque la fructificación del siguiente año produce una nueva regeneración, debido a que las plantulas que proliferan después de un año de abundante fructificación, sobreviven fácilmente uno ocho años a la sombra sin perder su capacidad de reproducción. Lo que ocasiona, prosigue una relativa concentración de árboles fructificadores con distintos años de sobrevivencia y capaces de aprovechar la oportunidad de crecer, tan pronto se forme el claro. Lo que significa entonces, que la regeneración natural sostenida de las especies hemiesciófitas está también obviamente asegurada. A diferencia de las heliófitas requieren plena luz durante toda su vida, por lo que se puede señalar que un indicador de importancia es la escasez de árboles en el compartimiento de la próxima regeneración.

3.- LA DISPONIBILIDAD DE BOSQUES NATURALES TROPICALES Y SU RELACION CON LA TENDENCIA HACIA LA INSOSTENIBILIDAD DE SU RENOVACION NATURAL SOSTENIDA

Tal como se ha observado la disponibilidad de bosques naturales tropicales (incluyendo a través de la influencia humana tradicional) es sosteniblemente renovable.

Sin embargo, la Revolución Industrial logró realizar la apertura del comercio internacional a través de la industrialización, que es sin duda de fundamental importancia, el logro de la apertura hacia la sostenibilidad del bosque como fuente de aprovechamiento. Fundamentalmente a partir de la estructuración de la economía mundial, en la que la intervención del bosque adquirió especial relevancia, a través de la célebre y poderosa frase "dejad hacer y dejad pasar" o lo que es lo mismo "dejad aprovechar y dejad pasar" sin ninguna reposición de los mismos, promovió la apertura hacia la insostenibilidad del bosque, para dar paso al desarrollismo imperante desligado de todo plan de ordenamiento y manejo de bosque.

En el caso de la Amazonia Brasileña aproximadamente 8 millones de hectáreas de bosques pasaron a pastos artificiales para ganado de carne; después de 10 años, prosigue, muchas de las empresas ganaderas se volvieron insolventes a causa de la degradación del suelo y de los pastos. La reacción de los propietarios frente a este problema consistió y consiste en ampliar los pastizales, etc. Mediante la reducción por deforestación de la superficie boscosa restante.

Caso similar ocurrió en Santa Cruz, Bolivia, en las provincias A. Ibañez y Warnes, donde se desarrolló una marcada bonanza algodonera entre 1960 y 1974; como los rendimientos decrecían a causa de la erosión eólica y del empobrecimiento del suelo, el cultivo se extendía cada vez más a tierras nuevas (Provincias : Santiestevan, Sara e Ichilo), por lo que a partir de 1975, prosigue 200.000 ha del área "cultivada" son totalmente improductivas.

Sin embargo, dado que la intervención del bosque es gran escala tiende a ser no renovable cuando no existe un ordenamiento y manejo de los bosques, en los países donde el mencionado fenómeno ya se presentaba, en la inmediata segunda posguerra, surge el manejo de bosque como fuente de aprovechamiento de Productos Maderables Primarios.

4.- FUNDAMNETOS DEL MANEJO DE BOSQUES TROPICALES COMO FUENTE DE APROVECHAMIENTO SOSTENIDO DE PRODUCTOS MADERABLES PRIMARIOS.

Cuando el bosque es intervenido en gran escala sin ningún criterio de ordenamiento y manejo, la relación recíproca que emplea la naturaleza forestal para asegurar su estabilidad y existencia, dotada de un alto grado de organización, tiende a su insostenibilidad. En este contexto, el primer paso para iniciar el manejo de bosques hasta ahora no manejados, consiste en el ordenamiento del uso de los mismos.

- Definición de una política clara sobre el uso del bosque
- Las condiciones del medio ambiente y el potencial natural del producción
- Las especies maderables disponibles
- Los objetivos de la política forestal nacional e internacional
- La efectividad de las organizaciones forestales
- Los costos de manejo y otras consideraciones de carácter económico – empresarial
- El grado de accesibilidad de la zona forestal
- La disponibilidad de mano de obra
- Los mercados y las industrias madereras nacionales e internacionales

4.1. – MANEJO DE BOSQUES POR REGENERACION NATURAL DE REPOSICION NO DEFICITARIA A TRAVES DE LOS IMPROVEMENT THINNING

De acuerdo a elementos teóricos, con seguridad que el manejo del bosque por regeneración natural de reposición no deficitaria a través de los Improvement Thinnings, es suficiente para garantizar la reposición no deficitaria de la disponibilidad neta de Productos Maderables Primarios (PMP), (Volumen actual y Volumen potencial) existente en pie por árbol (calidad 1 y 2) para el aprovechamiento (VA) y manejo (VP).

En la que, de acuerdo a empresas madereras concesionarias, para la realización de estos trabajos, se calcula a partir del primer bloque, un día hombre por cada árbol aprovechado. El manejo de bosques por regeneración natural de reposición no deficitaria está obviamente asegurada. Sin embargo esta marcha por debajo del ritmo de reposición.

Modelo A : Limpieza (incluyendo la eliminación de los árboles potenciales y actuales (calidad 1 y 2)) de un círculo de aproximadamente 20 a 30 m de diámetro alrededor del tocón de cada árbol aprovechado, para así favorecer la regeneración de los árboles potenciales (Calidad 1 y 2) y que por lo tanto surjan consecuencia del claro)

Modelo B : Favoreciendo de todos los árboles potenciales (Calidad 1 y 2) y actuales padres, que quedan a continuación del manejo del bosque por regeneración natural de reposición no deficitaria, y de eliminación de los árboles potenciales y actuales de calidad 3 (como PMP no deseados) y reposición (como PMP deseados).

4.2. – MANEJO DE BOSQUES POR REGENERACION ATIFICIAL DE REPOSICION DEFICITARIA A TRAVES DEL MOTODO MARTINEAU

Cuando el manejo es dado para asegurar al bosque natural como fuente de aprovechamiento sostenido de PMP y presenta deficiencias en la reposición de los mismos o, dicho en otras palabras, cuando el manejo del bosque por regeneración natural de reposición no deficitaria y de mejoramiento es inexistente, entonces se introduce en forma paralela el manejo del bosque por regeneración natural de reposición deficitaria a través del Método Martineau, con el fin de reponer el déficit presentado en la disponibilidad de PMP (VA y VP) por especie.

Modelo A: La obtención del material de plantación, preparación del terreno de plantación, plantación y cuidados silviculturales durante 10 años.

5. LOS BOSQUES TROPICALES

Los bosques húmedos tropicales son ecológicamente, uno de los ecosistemas más complejos y diversos de la tierra. La biodiversidad es mucho más rica que cualquier otra, contenido entre 40 y 50% de las especies de la tierra en tal solo un 10% de la superficie del planeta. Un área grande de bosque tropical puede contener entre 1800 y 2300 especies de árboles, mientras que en un bosque templado se encuentran entre 7

a 15; en una sola hectárea pueden encontrarse hasta 400 clases diferentes de árboles, muchos de ellos ocurriendo sólo una vez.

La conservación de los bosques tropicales es importante por muchas razones, pero el mantener su diversidad genética es posiblemente la razón más importante, porque ofrece infinidad de posibilidades al hombre y porque es imposible de reemplazar todos los recursos genéticos que tiene. La estimación de los efectos de la desaparición de los bosques tropicales varía desde las pérdidas de erosión y la decadencia de la productividad del suelo, hasta el aumento en el nivel del mar como consecuencia del derritamiento de las masas polares, causado por el aumento de dióxido de carbono en la atmósfera.

La gran diversidad de especies arbóreas de los bosques tropicales, ha sido durante mucho tiempo un gran obstáculo para el manejo económico de estos bosques. La estructura, composición, características silviculturales y de necesidades del bosque son todavía desconocidas o no entendidas. El proceso de regeneración de especies valiosas es un misterio no resuelto de la silvicultura tropical, lo que hace más difícil el manejo de bosques, es así que podemos mencionar algunos de las razones que han impedido el manejo de bosques:

1. Bajo volumen de especies comerciales por hectárea
2. La alta diversidad : hasta 200 especies de árboles por hectárea
3. Los altos costos de aprovechamiento causado por la costumbre de extraer únicamente los árboles de mayor tamaño de las especies valiosas.
4. La falta de conocimiento y entendimiento de la dinámica de bosques tropicales.
5. La falta de información sobre los requisitos para regenerar naturalmente las especies arbóreas de bosque naturales.
6. Las malas políticas de las instituciones gubernamentales.
7. La promoción de la agricultura por parte de organizaciones nacionales e internacionales en tierras que no pueden soportar este uso.

5.1 La Dinámica del Bosque

La cubierta forestal puede alterarse por diferentes tipos de perturbaciones, que pueden ser naturales (muerte de un árbol), o inducidos por el hombre (corta, tala y quema), que producen claros. Este proceso dinámico permite la regeneración y las oportunidades de cambio en el bosque, ya que crean condiciones ecológicas (principalmente la luz), que permiten el establecimiento de especies de árboles, que a su turno alcanzarán la madurez tal vez la senectud para morir posteriormente.

En el bosque se puede identificar tres fases en la dinámica de la regeneración de los bosques en equilibrio, las cuales no son entidades separadas, sino son crecimientos consecutivos para llegar de una fase a otra.

- La fase de claro, que se produce por la apertura del dosel. Presenta brinzales, latizales y árboles jóvenes, así mismo la tasa de crecimiento es lenta.

- La fase de construcción; que esta dada en el cual los árboles jóvenes crecen rápidamente, el incremento en altura y en diámetro de los fustes están relacionados en forma lineal.
- La fase madura, que contiene principalmente árboles de diámetros gruesos, con la característica es que la tasa de crecimiento del rodal es casi cero.

5.2. Tratamiento Silvicultural

Un tratamiento silvicultural, es el conjunto de operaciones o actividades, cuyo propósito es dirigir al bosque hacia los objetivos de manejo, mediante las manipulaciones de la estructura del bosque, para favorecer algunas especies o árboles seleccionados en base a sus aptitudes para uso comercial. Entre las principales operaciones silviculturales más destacadas y ejecutadas en el trópico tenemos:

- El aprovechamiento forestal (planificado o de bajo impacto)
- La eliminación de impedimentos
- La modificación a nivel del suelo
- La apertura del dosel
- La liberación
- El refinamiento
- La limpieza del nivel inferior del dosel
- El muestreo
- EL raleo

Todas estas operaciones tienen como fin dar las mejores condiciones a las especies de alto valor comercial y ecológico, donde la luz es quizás el factor que mayor influencia tiene en el crecimiento de los árboles y en general de las especies forestales del bosque natural tropical, dependiendo de su grupo ecológico tienen diferentes requerimientos de luz para su establecimiento y desarrollo. Una buena iluminación de copa proporciona a los árboles jóvenes una tasa óptima de crecimiento hasta la cosecha.

5.3 Sistemas Silviculturales

Se define un sistema silvicultural como un método de acuerdo con ciertos principios silvícolas establecidos, a través de los cuales las especies de un bosque son atendidos, aprovechados y reemplazados por otras especies, de muchas formas. Los resultados de la aplicación de los sistemas han sido tan diversos, ya que tienen marcadas diferencias en cuanto criterios silviculturales y son empleados de acuerdo a las condiciones ecológicas, culturales, políticas y económicas de cada región.

5.3.1 Sistema de mejoramiento

Los llamados Improvement fellings o corta de mejora pueden considerarse como el más antiguo y conocido sistema de mejoramiento. Los Improvement felling consisten básicamente en:

- La división del bosque en sub unidades o bloques de trabajo que sean controlables. Las intervenciones se realizan entonces por bloques.

- El corte y extracción de la totalidad de las plantas enredaderas y las lianas
- La Tala y extracción de todas las especies arbóreas indeseadas, así como de todo el material enfermo y dañado, cuidando que no se produzca claros muy grandes.
- El favorecimiento de los árboles candidatos, a través de la eliminación de sus competidores
- Las intervenciones son repetidas de acuerdo a las necesidades y luego se continúa con la aplicación de raleos de selección

En base a experiencias en La Otrora India Británica, la siguiente estructuración del trabajo da buenos resultados:

- a) Corte de lianas y eliminación del material indeseado de acuerdo a una lista de especies. Árboles delgados son cortados con machete, lo más gruesos son anillados.
- b) Favorecimiento de las especies valiosas, tomando en cuenta el piso superior y los árboles vigorosos con clara tendencia a surgir del piso medio. Solamente el competidor más fuerte es talado o anillado.
- c) Envenenamiento de los árboles anillados a través de la aplicación de arboricidas.

AL grupo de intervenciones para el mejoramiento pertenece también el sistema CELOS, desarrollado en Surinam.

5.3.2 Sistema de mejoramiento de bosques naturales

Este sistema fue desarrollado a principios de los años 50 por forestales franceses en la Costa de Marfil, el cual se resume en los siguientes pasos:

- a) Inventario de las especies comerciales (que son adjudicadas a dos categorías de valor) según sus clases diamétricas; a realizarse en cuadrados de 100 ha, 20 ha y finalmente 1 ha.
- b) Corta de lianas y 4 meses después se realiza la eliminación de los árboles de especies indeseables. Un aclareo posterior se realiza la eliminación de los árboles de copa ancha en la totalidad de los pisos del vuelo. Se conservan las especies con valor de mercado, así como los árboles de copa reducida y con fuste recto en todas las clases diamétricas.
- c) En los rodales fuertemente raleados se forman claros de diferentes tamaños en los sitios donde se abrió el dosel. Debe evitarse que la luz sea suficiente para las especies secundarias indeseadas, pero para la repoblación exitosa de las especies primarias de interés comercial se deben crear las condiciones de luz adecuada.
- d) Durante los próximos diez años se realizan 3 intervenciones silviculturales, en intervalos de 3 años, concentrándose principalmente en la corta de lianas, el cuidado del renuevo y la limpieza de los grupos de latizales.

5.3.3. Sistema Queensland

El presente sistema nació en Queensland (Australia), el mismo que probó ser eficaz, y con lleva los siguientes pasos:

- a) Corta de lianas y de árboles del sotobosque

- b) Marcación de árboles maduros para extracción, fijando un diámetro mínimo de corta de 76 cm para especies valiosas y de 58 cm para especies productoras de madera corriente. Sin embargo, debe considerarse que de ser la regeneración suficiente, se deben entonces dejar suficientes árboles padres de las especies más valiosas, aunque éstos tengan un diámetro mayor que el diámetro mínimo de corta fijado. Árboles menores, mal formados o de bajo vigor, deben ser también eliminados y las áreas de renuevo con alta densidad deben ser raleadas.
- c) Cosecha de los árboles marcados
- d) Favoreciendo a los Árboles de Próxima Cosecha, mediante la eliminación de los competidores que ejercen presión sobre ellos.
- e) Debajo de los árboles padres en donde la regeneración sea suficiente, se efectúan plantaciones de enriquecimiento.
- f) Después de 3 a 6 años se realiza una corta de mejora (liberación / refinamiento)
- g) La duración del turno es de 15 a 20 años.

El sistema Queensland combina tanto elementos para asegurar la producción sostenida del bosque natural, como también elementos de conversión. Se aplicó y aún se aplica con éxito en la zona montañosa del norte de Queensland.

Algunas Limitantes para el Manejo Forestal Sostenible

Héctor Vilchez B.

Resumen

Es común hablar de manejo forestal sostenible, pero habría que preguntarnos si los que trabajamos con el recurso forestal sabemos de lo que se trata.

La actividad forestal es un componente dentro del sistema y está afectado por las acciones de retroalimentación positiva y negativa de los otros elementos del sistema.

Para que la sostenibilidad ocurra no debemos centrarnos sólo en la relación hombre-bosque, sino que debemos tener una visión amplia del entorno, con el fin de asegurar que los otros elementos que tienen que ver con la actividad contribuyan a alcanzar el manejo sostenible.

De Camino (1989), define la estructura de un sistema sostenible, como un conjunto de acciones de retroalimentación positiva y negativa que mantiene la estabilidad del sistema. Es decir que es muy dinámico.

Bajo esta consideración debemos tener en cuenta algunos elementos del entorno: sostenibilidad biológica, sostenibilidad de la agricultura, sociedad sostenible, sostenibilidad económica, sostenibilidad política, sostenibilidad de la educación, etc.

Este documento toca a grandes rasgos temas, que desde el punto de vista del autor, constituyen limitantes del manejo forestal. En la parte final se presenta una metodología aplicada en la Selva Sur del Perú, de las etapas que podrían darse antes de iniciar la práctica del manejo forestal.

Nuevo enfoque

Sobre la Amazonía existen presiones que podrían afectar principalmente a sus poblaciones, al mantenimiento de su función y la pérdida de su capacidad productiva. Por ejemplo en la Amazonía Sur del Perú las presiones son por: plantaciones ilícitas, empresarios madereros que vienen de otras zonas donde han terminado la madera, la minería pesada y las empresas de hidrocarburos.

Esta presión se ve favorecida por lo siguiente: extracción forestal de madera no planificada y por lo tanto presión demográfica sobre los bosques, incumplimiento de la legislación forestal, ausencia de política del Estado en prácticas de control y vigilancia para el buen uso de los recursos naturales.

A pesar que por algún tiempo más se seguirá aprovechando la madera (todavía sigue siendo el producto más atractivo aunque de mayor impacto negativo al bosque), se sabe de la importancia que van cobrando los otros productos y beneficios del bosque (Vincent, 1996). En esta transición van surgiendo nuevos enfoques que giran alrededor del manejo forestal tradicional, basado sólo en uno de los productos que ofrece el bosque, la madera. A continuación se detalla los nuevos enfoques:

- ▶ Luna Lugo (1996) al referirse al manejo forestal dice, - manejo forestal sustentable, simplificado, comunitario, participativo y de bajo impacto ambiental-
- ▶ Vincent (1996) precisa que una de las fallas del manejo forestal tradicional es que no se ha producido la participación de la comunidad local en la toma de decisiones y ejecución del manejo

- ▶ De Camino (1996) al mencionar las prioridades del CIFOR (Center for International Forestry Research) indica como primera prioridad del CIFOR, «debe contribuir a detener la deforestación, recuperar las áreas degradadas, dar valor al bosque, ofrecer alternativas para combatir la pobreza»
- ▶ Vincent (1996) indica que «debe haber flexibilidad en los planes de manejo forestal» en relación a que no se debe retrasar la decisión de iniciar el manejo forestal, bajo el enfoque del manejo experimental, aún sin contar con la información básica completa y en forma paralela ir generando información en base a la investigación aplicada y básica.
- ▶ Marmillod (1996) cuando explica las actividades del Proyecto Olafo (Conservación para el desarrollo Sostenible en América Central), menciona el término manejo diversificado del bosque para referirse que el bosque no es sólo madera y que desde hace pocos años los productos no maderables de origen vegetal reciben la atención del manejador del bosque. Adicionalmente, se podría afirmar que el uso de los diferentes productos que ofrece el bosque está asociado a poblaciones humanas que viven y conviven con el bosque.

En resumen, el nuevo enfoque del manejo forestal toma en cuenta aspectos no considerados en la legislación forestal, tales como, participación activa de la población en la toma de decisiones, diversificación de los productos del bosque, urgencia de iniciar el manejo forestal bajo el enfoque experimental y alternativas para combatir la pobreza.

Esto significa que en el nuevo enfoque, la actividad forestal tiene una actitud eminentemente social, que en base a los recursos naturales que posee, puede contribuir a combatir problemas básicos, como la pobreza.

Liberalismo vs equidad social

Sin embargo, vivimos una nueva etapa. Están a la orden del día los conceptos de inversión, productividad, excelencia, competitividad, empleo, entre otros (Herz, 1996).

Habitualmente el crecimiento económico se entiende como un aumento del PBI, el cual se calcula a partir del valor monetario de los bienes y servicios intercambiables en el mercado. El modelo económico del mundo se caracteriza por indicadores globales, número de habitantes, productividad demográfica y el capital industrial (Becker, 1996).

En un contexto urbano moderno esto es así, pero en las zonas rurales alejadas de la Amazonía no es aplicable, porque es una realidad donde el desarrollo no se basa en dominar y transformar la naturaleza sino en conocerla y convivir con ella, un desarrollo donde no existen relaciones de poder y propiedad, donde los valores monetarios no existen y su economía se basa en el autoconsumo.

En la Amazonía, las poblaciones rurales nativas y no nativas hacen uso de las diferentes materias primas que los bosques contienen.

Estos productos, tangibles y no tangibles, que los pobladores amazónicos obtienen no se pueden cuantificar fácilmente. Además, el Estado no asigna recursos económicos apropiados para que estas poblaciones satisfagan necesida-

des básicas, tales como agua potable y salud. Todo ello lo obtienen de la naturaleza.

Sin embargo, siempre se mide a la actividad forestal según su contribución al PBI. Es indiscutible que esta posición es contraria a la equidad social, donde los pobladores rurales de la Amazonía pueden encajar. En el otro extremo, estas poblaciones difícilmente podrán mantenerse, ya que en ella sobreviven los grandes capitales.

En resumen, la economía neoliberal vigente podría relegar a las poblaciones rurales amazónicas alejadas hacia una situación cada vez más caótica, porque ni siquiera podrán defender sus tierras, ya que ahora nada se regala, todo cuesta y los únicos que pueden acceder a los recursos naturales serán aquellos que tengan grandes capitales. Una alternativa a esta situación podría constituir el ordenamiento territorial, donde se respeten los derechos adquiridos por las poblaciones indígenas y no indígenas.

Filosofía del manejo forestal

En un enfoque de manejo forestal verdadero es necesario desterrar los términos, explotación forestal y extracción forestal, cuando nos referimos a la actividad en su conjunto, es decir al manejo forestal. Un término suavizado pero que tiene el mismo contexto equivocado es el término aprovechamiento forestal.

Por definición, el término aprovechamiento forestal es usado correctamente cuando la intervención silvicultural está regulada de manera que cumpla con los requerimientos de permanencia de existencias de regeneración, que sirva de base para la producción en el siguiente ciclo de corta (Vincent et al. 1996).

En otras palabras, el aprovechamiento forestal debe tener una filosofía que apunte al manejo forestal verdadero, en la cual se asegure la sostenibilidad del recurso a usar.

Muchas veces el término aprovechamiento forestal es usado para referirse a las especies a aprovechar, volúmenes, diámetros y equipos a usar. No se refiere al manejo forestal verdadero.

Esto es importante porque, en el Perú el término aprovechamiento forestal se aplica a superficies menores a mil hectáreas y el término manejo forestal se aplica a superficies mayores a mil hectáreas.

El término aprovechamiento forestal debería ser redefinido apuntando a una definición equivalente al término manejo forestal, pero simplificado, sin perder su esencia.

El manejo forestal verdadero implica sostenibilidad del recurso y permanencia del bosque a través del tiempo. Es frecuente que el titular de un contrato forestal, a pesar del compromiso firmado para hacer manejo forestal, no lo hace y a priori está pensando en acabar la madera comercial y solicitar otro contrato. Lo lamentable es que le vuelven a dar otra área para que haga lo mismo.

Por lo tanto, el manejo forestal implica sostenibilidad del recurso, mantenimiento de su capacidad productiva y permanencia del usuario en su contrato a través del tiempo. Si ello ocurre y el usuario puede hacer manejo forestal, previa constatación estricta, se podría adicionalmente dar otra área bajo contrato al titular para que sea manejado en forma paralela al contrato anterior.

Esta consideración debe calar profundo en los funcionarios y usuarios que desean trabajar los recursos forestales y tienen planificado manejarlo.

Desconocimiento peligroso

A nivel de los usuarios existe poco conocimiento de tres aspectos ligados al manejo forestal: legislación forestal, manejo forestal y conservación de recursos naturales.

Estos tres puntos podrían superarse si a los usuarios se les exige, antes que se les otorgue contratos forestales, haber asistido y aprobado un curso conteniendo los temas mencionados.

De lo contrario, a modo de comparación, es como si se diera un auto a una persona que nunca ha visto manejar ni ha manejado un carro y exigirle que maneje de acuerdo al reglamento de tránsito.

Superficie mínima para el manejo forestal

Para hacer manejo forestal no se necesita superficies extensas, porque la unidad elemental del manejo forestal es una planta (árbol, bejuco, helecho, etc.) y esta planta ocupa una superficie pequeña. Si a este nivel no se hace manejo forestal tampoco se hará en superficie mayores.

Por ello, la idea errónea de que el manejo forestal sólo es posible en áreas grandes debe ser superada. Lo que sí es aceptable es que desde el punto de vista de rentabilidad de la actividad, es necesario disponer de superficies extensas, pero ese es otro tema.

En este sentido, cuando se otorguen contratos forestales, se podría empezar entregando superficies pequeñas, en calidad de prueba, con el fin de examinar si el titular puede manejar el recurso forestal.

Necesidad del catastro integral

De acuerdo a Luna (1996), la explotación maderera es la causa principal de la rápida degradación y disminución de los bosques tropicales. Esto es corroborado por Vincent (1996) quien afirma que "ésto ocurre en los lugares donde no ha habido algún tipo de manejo forestal organizado y generalmente los bosques tienden a desaparecer ante el proceso de colonización y ampliación de la frontera agrícola", muchas veces promovido por el Estado.

El ordenamiento territorial es una herramienta básica de planificación muchas veces planteada en los diferentes eventos agrarios pero también pocas veces puesto en práctica por las instituciones encargadas.

La poca intención de efectuar el ordenamiento territorial, al parecer está en que no se sabe cómo hacerlo, la aversión a realizar coordinaciones interinstitucionales y la necesidad de constante actualización de los mapas, entre otros.

Al respecto, Bernales *et al.* (1993), indican que el catastro debe ser integral y centralizado, es decir, no debería existir un catastro por cada tipo de actividad (minería, agropecuaria, forestería, etc), sino un departamento de catastro común, que controle y apruebe el uso del espacio.

Los mismos autores señalan que la legislación juega un rol muy importante y mencionan el caso del Perú, donde

se prioriza el uso del espacio a las actividades mineras y de hidrocarburos e indican que la justificación es netamente económica.

En este sentido, Chicchón (1997) indica que, si bien el desarrollo energético es importante y necesario, debemos tener en cuenta no sólo las variables económicas, sino también la conservación del patrimonio natural y cultural.

Donde se ha ocupado la tierra no en base a una planificación, el uso de la tierra es un caos. Por ejemplo, en la selva Sur del Perú, se practica la agricultura sobre tierras de aptitud forestal, se efectúan exploraciones petroleras en bosques con megadiversidad, se extrae oro del subsuelo en cauces de ríos y quebradas causando pérdidas irreversibles de tierras muy fértiles para la agricultura, se practican actividades mineras de terceras personas sobre territorios titulados de comunidades indígenas, entre otros.

Por ello, el mapa de ordenamiento territorial debe hacerse en base al uso actual de la tierra y plantear, con perfil bajo, el traslado de actividades en base al uso mayor de la tierra.

De acuerdo a lo mencionado, existe la necesidad de elaborar un mapa de ordenamiento territorial integral y concertado donde se requiere un alto grado de participación de los diferentes actores con el fin de asegurar su puesta en práctica por la población y asegurar su predisposición en hacer algo que ellos han propuesto.

Manejo forestal

Es muy frecuente la creencia de que el manejo de una especie implica la disponibilidad de grandes áreas, pero no es así. Por ejemplo si se extrae los frutos de aguaje (*Mauritia flexuosa*) con equipos que nos permitan acceder hasta los racimos y cortarlos, lo que estamos haciendo es una cosecha sostenible de los frutos de aguaje. Esto permitirá cosechar frutos en forma permanente.

Existe otro nivel de manejo de una especie, donde necesariamente hay que cortar la planta para aprovecharla. Ejemplos hay muchos, cuando se aprovecha uña de gato (*Uncaria* sp) o plantas maderables. En estos casos es necesario tener un programa de reposición de lo que se ha extraído.

A continuación se detalla, a grandes rasgos, los pasos que podrían darse cuando el aprovechamiento de una o más plantas implica su eliminación. Es importante mencionar que esta metodología fue aplicada por la FADEMAD-CI en la Selva Sur del Perú y actualmente están en espera del financiamiento de la infraestructura industrial.

Pasos necesarios:

- ▶ saber dónde se encuentra el recurso
- ▶ determinar cuánto de recursos hay
 - ▼ evaluación exploratoria de los recursos naturales boscosos
 - ▼ procesamiento de información para obtener cuadros de abundancia de especies
 - ▼ análisis de la información y definición de las especies de interés
 - ▼ chequeo de campo

- ▼ definición del objetivo de manejo forestal
- ▼ evaluación detallada de la(s) especie(s) definida(s) en el objetivo de manejo
- ▼ procesamiento de información y determinación de la abundancia
- ▶ definir cómo se va a efectuar el aprovechamiento
- ▶ determinar cómo se va a reponer
- ▶ definir el tipo de industria forestal
- ▶ efectuar un estudio económico (por ejemplo, evaluar costo de aprovechamiento, costo de reposición, costo de transformación, costo de transporte, existencia de mercado, precio de venta, rentabilidad, otros)
- ▶ elaboración de un plan de manejo forestal

Los puntos claves son la rentabilidad y cómo reponer lo que se aprovecha. Muchas veces se pasa todas las etapas pero resulta que no es rentable. En este caso el manejo forestal queda como un intento.

En lo que respecta a la reposición de lo que se extrae se acude a tres fuentes:

- ▶ documentación bibliográfica existente
- ▶ conocimientos locales
- ▶ trabajo de campo (datos provenientes de la evaluación detallada)

Estas tres fuentes deben permitir conocer lo siguiente: cantidad de luz que necesita la planta durante las diferentes etapas de su ciclo de vida, mecanismos de regeneración natural, dispersores naturales de semillas, depredadores de frutos y semillas, condición silvicultural de la planta, etc.

Si no se completa la información, será necesario iniciar una investigación aplicada en forma paralela.

Nota: FADEMAD (Federación Agraria Departamental de Madre de Dios) y CI (Conservación Internacional), son dos instituciones que trabajan en Madre de Dios-Perú.

Conclusiones

- ▶ Es necesario incluir en la legislación forestal mecanismos que promuevan la participación de la población en la toma de decisiones, la diversificación de los productos del bosque y una mayor contribución de la forestería para combatir la pobreza.
- ▶ La economía neoliberal vigente basada en el crecimiento económico podría afectar negativamente al modelo de desarrollo de las poblaciones rurales amazónicas alejadas, caracterizadas no por dominar y transformar a la naturaleza sino en conocerla y convivir con ella, bajo una economía de autoconsumo.
- ▶ En la actividad forestal, el manejo forestal implica sostenibilidad del recurso, mantenimiento de la capacidad productiva y permanencia del usuario a través del tiempo en su área bajo contrato forestal.
- ▶ Es urgente poner en práctica, dentro de los requisitos para solicitar un área de contrato forestal, la aproba-

ción de un curso de manejo forestal, legislación forestal y conservación de recursos naturales.

- ▶ No se necesita áreas extensas para hacer manejo forestal, ya que la unidad elemental de manejo es una planta.
- ▶ El ordenamiento territorial debe ser centralizado y debería existir un departamento de catastro común, que controle y apruebe el uso del espacio.
- ▶ En la actividad forestal es importante diferenciar si el manejo de una o más especies implica la cosecha permanente del producto o la eliminación de la planta.

Bibliografía

- Becker, E. 1996. Visión del desarrollo mundial. In. Revista Medio Ambiente, N° 67, Año XI, Enero 1996. pp 33-40.
- Bernales, A; Chicchon, A; Glave, M; Rios, M. Conservación y desarrollo sostenible en la zona reservada Tambopata-Candamo. Estudio de pre-factibilidad. Instituto Nacional de Recursos Naturales-INRENA. Lima. 94 p.
- Chicchon, A. 1997. Gas y petróleo vs Bosques tropicales. Revista Agronoticias, N° 205, Enero 1997. pp 23-23.
- De Camino, R. 1996. El papel del CIFOR en América Latina. Memorias de la consulta regional sobre prioridades de la investigación forestal colaborativa, llevado a cabo en Manaus, Brasil, del 7-9 Marzo 1996. Center for International Forestry Research (CIFOR), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria (EMBRAPA). pp 47-51
- Herz, C. 1996. Más allá del crecimiento Revista Medio Ambiente, N° 67, Año XI, Enero 1996. pp 20-22.
- Luna, A. 1996. Nuevas tendencias en el aprovechamiento de los bosques tropicales Revista Bosques y Desarrollo, N° 16, Setiembre 1996. Organización Internacional de Maderas Tropicales. pp 45-45
- Marmillod, D. 1996. Efecto del aprovechamiento forestal sobre la población de bayal, una especie no maderable. Implicaciones ecológicas para una silvicultura con fines de producción diversificada en bosques de El Peten, Guatemala. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Proyecto Olafo. Documento presentado en el Seminario-Taller, Experiencias prácticas y prioridades de investigación en silvicultura de bosques naturales en América tropical, realizado en Pucallpa, Perú, del 17-21 al Junio 1996. 11 p
- Vincent, Lawrence W. 1996. Evaluación histórica y desarrollos recientes de la silvicultura del bosque tropical alto en América. Universidad de los Andes. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Documento presentado en el Seminario-Taller, Experiencias prácticas y prioridades de investigación en silvicultura de bosques naturales en América tropical, realizado en Pucallpa, Perú, del 17-21 al Junio 1996. 55 p.

UNIDAD 2

REGIMEN FORESTAL

CONTROL PUBLICO E INDICADORES PARA EL MANEJO FORESTAL

Rudy A. Guzmán Gutiérrez, Jaime R. Terán Cardozo, William Cordero
1. Superintendencia Forestal, 2. Proyecto BOLFOR

1. ANTECEDENTES

Bolivia, país ubicado en el centro de Sudamérica, con una superficie de 1,098,581 Km² y una población aproximada en 8 millones de habitantes, presenta un potencial forestal natural de gran importancia. Tres grandes regiones geográficas pueden ser identificadas: el altiplano, valles y tierras de llanura, las cuales cubren 24,6, 16,8 y 68,4 millones de hectáreas, respectivamente. Los bosques bolivianos abarcan aproximadamente 44,5 millones ha (48% del país), concentradas principalmente en las tierras de llanura, donde 29 millones ha de tierras forestales pueden ser utilizadas para la producción forestal; 12,7 millones ha están destinadas a la protección como parques nacionales y áreas protegidas y 2,8 millones ha para otros usos (por ejemplo, conversión a otros usos como la agricultura y ganadería de acuerdo con la aptitud de uso).

El promedio de deforestación anual es de 168,000 ha (1975-1993); la tierra convertida se destina a la agricultura comercial, a la agricultura de pequeña escala a través del proceso roza-tumba y quema y a la ganadería extensiva.

El aprovechamiento forestal en los bosques naturales durante el régimen anterior se caracterizó por determinadas condiciones que no permitieron avanzar con el manejo sostenible de los recursos. Entre los más importantes se citan:

- Débil control del Estado
- Intensa extracción ilícita de madera valiosa y ausencia de regulación
- Poca o ninguna participación de profesionales forestales
- Ausencia de Planes de Manejo Forestal y de su aplicación
- Aprovechamiento altamente selectivo en superficies extensas
- Participación limitada de los actores sociales en el aprovechamiento forestal
- Recaudación de regalías madereras por volumen

2. EL SECTOR FORESTAL

Después de tres años de implementación del nuevo régimen forestal ha habido cambios sustanciales en el uso y aprovechamiento sostenible de los recursos forestales. De los 22 millones ha otorgadas a las empresas madereras bajo contratos de aprovechamiento por 20 años, 5,7 millones ha fueron convertidas al régimen de concesiones por 40 años, renovables por un período similar previa auditoría forestal quinquenal independiente. Nuevos actores sociales han sido incorporados al aprovechamiento forestal sostenible; así, en la actualidad se tiene manejo forestal en propiedades privadas, en tierras comunitarias de origen (TLC) y en concesiones de agrupaciones sociales del lugar (ASL). El pago de la patente forestal por superficie constituye otro cambio fundamental, ya que involucra otras instancias en la coparticipación de la distribución de la patente de aprovechamiento), municipios (25%), Superintendencia Forestal (30%) y Fonabosque (10%).

2.1. Nuevo marco legislativo

A partir de mediados de 1996, Bolivia cuenta con un marco legislativo forestal compuesto de una Ley, su reglamento y normativa técnica conexas bastante completa y moderna que establece seguridad jurídica para la definición de acciones en lo que respecta al manejo forestal y la conservación de los recursos naturales renovables.

2.2 Nuevo marco institucional

El concepto sistémico dentro del marco institucional es otra de las características del nuevo régimen forestal. El Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación (MDSP) se constituye en la instancia rectora, encargada de formular estrategias, políticas, planes y normas de alcance nacional para el cumplimiento del régimen forestal de la nación. La Superintendencia Forestal es la instancia responsable de la regulación, el control, la fiscalización y el arbitraje para el

cabal cumplimiento del régimen forestal, conforme a lo establecido por la Ley Forestal, Reglamento y Normas Técnicas conexas.

Por otro lado, las prefecturas también están involucradas como responsables de formular planes de desarrollo forestal, formular y ejecutar programas, proyectos e investigaciones forestales a nivel departamental y los municipios coadyuvan las labores de inspección y control de las actividades forestales dentro de sus respectivas jurisdicciones. Finalmente el Fonabosque, dependiente del MDSP, es el órgano cuya finalidad es la de promover el financiamiento para la utilización sostenible y la conservación de los bosques y tierras forestales.

La disponibilidad de información real de volúmenes existentes, estimaciones del potencial maderable aprovechable y del transporte de madera del bosque a los centros de transformación ha permitido su sistematización a efectos de contar con estadísticas confiables.

3. MARCO DE ACCION DEL SECTOR FORESTAL

E INDICADORES PARA EL MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE

El proceso de implementación del régimen forestal de la nación ha logrado avances tendientes hacia la sostenibilidad de los recursos forestales. Para ello, desde el punto de vista del sector público, cuyas funciones son las de regulación y control de manejo forestal algunos indicadores que muestran importantes puntos de avance hacia la producción forestal sostenible y conservación de los bosques.

3.1. Consolidación de la institucionalidad del régimen forestal en Bolivia

La institucionalidad del sector forestal tiene un pilar fundamental en la creación e implementación de la Superintendencia Forestal, órgano autárquico, fundamentalmente técnico, independiente, sin injerencia política y con presencia en las principales regiones donde ocurre actividad forestal. De igual manera, los roles específicos del Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación de carácter normativo, de formulación de estrategias y de planificación, así como la incorporación de las prefecturas y municipios, a través de las Unidades Forestales Municipales, como coadyuvantes del cumplimiento del régimen forestal a nivel departamental y municipal constituyen instancias y niveles de decisión fundamentales para la consolidación de este proceso.

3.2 Implementación de un sistema práctico de control y regulación del manejo forestal

Uno de los principios básico del nuevo régimen forestal establece que todo aprovechamiento forestal debe estar respaldado por un Plan General de Manejo y Planes Operativos Anuales Forestales, preparados por profesionales forestales, con base en normas técnicas claras y bien definidas. Su evaluación y aprobación está a cargo del órgano regulador (Superintendencia Forestal), sujeta a verificación de campo mediante inspecciones y libramientos de visita solicitadas por terceros.

Existen mecanismos de control a nivel de centros de procesamiento de materia prima y comercialización, así como en el transporte de productos forestales a través de puestos fijos de control (actualmente administrados por una empresa verificadora privada) y de controles móviles. Auditorías forestales a las concesiones están previstas cada cinco años para evaluar el estado de conservación de los bosques fiscales, a efectos de renovar las concesiones o en su defecto, proceder con la reversión.

3.3. Incorporación de nuevos actores sociales al régimen forestal

El régimen forestal boliviano incorpora nuevos actores sociales al manejo de sus bosques. El aprovechamiento de los bosques fiscales se otorga por medio de las concesiones a empresas forestales y también a usuarios tradicionales organizados bajo ASL dentro de la jurisdicción del municipio a que pertenecen. Asimismo, las autorizaciones del aprovechamiento forestal ocurren en propiedades derivadas individuales o colectivas; ya sean comunidades o TCO. Hasta ahora se han otorgado 89 concesiones y establecido tres áreas de investigación a cargo de la Universidad. Además se vienen ejecutando 75 planes de manejo forestal en propiedades privadas y cinco planes de manejo forestal en TCO, y se encuentran en preparación 11 planes de manejo de concesiones para Agrupaciones Sociales del Lugar (Cuadro 1).

Cuadro 1. Derechos Forestales otorgados y superficies bajo manejo

DERECHOS FORESTALES	Unidades de Manejo	Area bajo Manejo Forestal	No. POAF	CENSO FORESTAL (ha)
CONCESIONES *	92	6034462	64	102535
PROPIEDADES	75	166094	58	10872

PRIVADAS				
TACO	5	231227	6	569
ASL	11	454161	11	18166
TOTAL	183	6885944	139	132142

** Incluye 3 areas de investigación otorgadas a la UAGRM*

Contribuyen a este propósito de incorporación de nuevos actores, la creación de 41 Unidades Forestales Municipales dependientes de los municipios y de las Secretarías de Desarrollo Forestal de las prefecturas de cada departamento.

3.4. Estrategias tendientes a evitar la conversión de las tierras forestales

La Superintendencia Forestal junto con el Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación han elaborado el proyecto de Decreto de las Tierras Forestales de producción permanente que abarca alrededor de 29 millones ha destinadas a la producción forestal maderable y no maderable. Al interior de esta superficie, aproximadamente 2,5 millones ha, de posesiones precarias destinadas al aprovechamiento del fruto de la castaña localizadas al norte de Bolivia están siendo convertidas al régimen de concesiones para productos no maderables, a efectos de dar seguridad jurídica a las actividades de extracción y a su vez consolidar su uso forestal y conservación.

Por otro lado, se vienen implementando los Planes de Uso del Suelo en los departamentos donde se cuenta con este instrumento de planificación, para evitar la conversión de los bosques a otros usos. El uso de imágenes de satélite y el monitoreo más eficiente también son acciones tendientes a disminuir la deforestación de las tierras forestales.

3.5 Participación de profesionales forestales como auxiliares de la autoridad competente

La Ley Forestal 1700 y su Reglamento establecen la participación y la responsabilidad de los profesionales forestales que preparan instrumentos de gestión, como auxiliares de la autoridad competente. A la fecha la Superintendencia Forestal cuenta con 266 profesionales registrados que adquieren responsabilidad civil y penal al suscribir fé pública en la elaboración y ejecución de instrumentos de gestión, tales como planes de manejo forestal, planes operativos anuales forestales, planes de ordenamiento predial, etc.

3.6 Productos maderables y no maderables y la integridad ecológica del bosque

Las normas técnicas bolivianas para la preparación de planes de manejo y planes operativos establecen prescripciones tendientes a buscar la sostenibilidad del bosque. Para ello, establecen determinadas pautas de ordenación basadas en:

- Sistema policíclico
- Ciclo mínimo de corta de 20 años
- Aprovechamiento de bajo impacto en Areas Anuales de Aprovechamiento (AAA)
- Diámetros mínimos de corta por especie
- Porcentaje de árboles remanentes sobre el diámetro mínimo de corta
- Protección de especies escasas y/o claves en su interrelación con la fauna
- Protección de hábitats frágiles o ecosistemas especiales. (a la fecha se cuenta con 858 574.23 ha de áreas de protección dentro de las tierras bajo manejo forestal).
- Prohibición de la cacería de fauna silvestre.

Debido a la escasa información sobre impactos del aprovechamiento en la estructura composición y biodiversidad del bosque a largo plazo, los principios de gradualidad y precautoriedad establecidos en la Ley Forestal son básicos para los supuestos en los que se sustenta la ordenación forestal actual. El principio de gradualidad permite pasar de la inacción a la proactividad y el precautorio pone límites razonables a los riesgos de intervenciones externas que dañen irreversiblemente la capacidad productiva de los bosques.

En este sentido, la mayoría de los supuestos están esperando ser respondidos por la información que se generará por medio de parcelas permanentes de muestreo (PPM), la misma que es vital para que a mediano plazo se pueda ajustar la ordenación, afianzar el manejo forestal y la integridad ecológica de los bosques. Hasta el momento las empresas han establecido 76 ha de PPM en las diferentes formaciones forestales del país.

Al sólo aprovechar una parte del bosque, se ha aumentado la intensidad de corta por unidad de superficie y el espectro de especies a aprovechar. En el pasado reciente la participación de madera simplemente aserrada de especies valiosas de madera, cedro y roble llegaron a constituir el 90% del valor de las exportaciones forestales. En estos últimos años, está gradualmente cambiando ya que en las gestiones 1998 y 1999 la participación en valor de exportaciones de especies de alto valor comercial como maha, roble y cedro se mantienen entre 48-49%, mientras que otras 34 especies alternativas están generando entre el 51-52% del valor total de exportaciones de productos maderables.

Por otro lado, se observa con mucho optimismo que la exportación por tipo de productos ha tenido en 1998 características interesantes, ya que son solo tres los productos simplemente aserrados que se han exportado, con un valor de participación de 31-37%. El 26% de las exportaciones corresponde a 36 tipos de productos elaborados y el 34% a la exportación de productos no maderables como la castaña (*Bertholletia excelsa*) y palmito (*Euterpe precatoria*).

3.7 Certificación forestal voluntaria

Los estándares de la normativa nacional vigente se acercan a los niveles exigidos por la certificación forestal voluntaria en el manejo sostenible de bosques, de ahí que empresas, comunidades y propietarios privados que cumplen a cabalidad con lo que establecen en sus instrumentos de gestión y desarrollan prácticas amigables de aprovechamiento forestal de impacto reducido, enmarcados en el cumplimiento de la Ley, han logrado ser certificados internacionalmente.

A la fecha se cuentan con 668 075 ha certificadas en cinco empresas concesionarias, una propiedad privada y una TCO (Lomerío), colocando a Bolivia en el segundo lugar en certificación de bosques tropicales después de Zimbabwe. Esto refleja la seriedad con que los usuarios del bosque están encarando el manejo forestal en procura de la sostenibilidad.

4. AMENAZAS AL MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE

El manejo forestal requiere de la participación responsable tanto de los productores como de los consumidores. Los nuevos retos implican esfuerzos auténticos donde los productores aprovechen sin sobrepasar la capacidad productiva del bosque, garantizando un bosque saludable para cosechas futuras y que los consumidores prefieran comprar productos de bosques manejados y de fuentes conocidas, inclusive pagando precios más altos por madera certificada.

1. DISPOSICIONES GENERALES

1.1. Carácter legal

Las actividades forestales no están exentas del cumplimiento de las disposiciones ambientales actuales en vigencia; debiendo preverse el cumplimiento de las medidas de mitigación de impactos ambientales de acuerdo a la ley No. 1333.

Estas normas técnicas se preparan con base en lo señalado en el Reglamento a la Ley Forestal en su Artículo N° 69, párrafo V, y definen la base para la elaboración de los instrumentos de manejo para los bosques tropicales y subtropicales en propiedades privadas o concesiones forestales con áreas mayores a 200 hectáreas.

En la interpretación y aplicación de las presentes normas técnicas, los profesionales y técnicos deberán atender a los fines substanciales que persiguen, a saber, la conservación y el uso sostenible de los recursos forestales y el ecosistema en general, en el marco de la Ley Forestal N° 1700 y su Reglamento, conforme a las siguientes prescripciones.

- a) En casos de duda o vacíos que sean de fácil resolución conforme al leal saber y entender de las partes en el marco de la letra y el espíritu de la Ley Forestal y su Reglamento, los órganos de aplicación y los interesados procederán conforme a dicho principio.
- b) En casos de aparente o real contradicción o incoherencia o de dudas o vacíos que ameriten mejor arbitrio, es procedente la formulación de consulta escrita por parte de cualquier interesado ante el Viceministerio de Medio Ambiente Recursos Naturales y Desarrollo Forestal, el que la absolverá fundamentadamente y por escrito, previo correspondiente dictamen jurídico y, en su caso, técnico, que la sustenten, en un plazo de veinte días hábiles para la Administración Pública.

En estos casos las consultas tienen carácter normativo y valor universal, y no sólo para la persona o caso que las motivó. Consecuentemente, debe brindarse a dichos instrumentos la mayor publicidad y accesibilidad posibles.

- c) En los casos en que el Viceministerio de Medio Ambiente Recursos Naturales y Desarrollo Forestal, previos los dictámenes correspondientes, hallare insuficiente la vía de consulta para arbitrar el problema, promoverá la correspondiente sustentación por la vía de enmienda, elevando actuados ante el Ministro del Ramo con el informe y recomendaciones pertinentes y el respectivo proyecto de Resolución Ministerial.

El Viceministerio de Medio Ambiente Recursos Naturales y Desarrollo Forestal podrá dictar las resoluciones que se requieran para la cabal interpretación y aplicación del presente cuerpo normativo, sin perjuicio de las normas de mejor ejecución que apruebe la Superintendencia Forestal mediante directrices y protocolos.

1.2. Carácter técnico forestal

Existe la posibilidad de que diferentes concesiones o propiedades privadas pertenecientes o bajo la administración (mediante contrato subsidiario) de la misma persona o empresa, puedan tratarse como una sola unidad, para efectos de implementar estas normas técnicas. Antes de proceder a manejar superficies diferentes como una sola unidad se deberá solicitar la autorización respectiva a la Superintendencia Forestal.

Los planes de manejo vigentes que sean reformulados de acuerdo a lo especificado en esta resolución ministerial tendrán vigencia a partir de la fecha en que sean aprobados por la Superintendencia Forestal (SIF). De acuerdo a lo establecido en la R.M. #62/97, el aprovechamiento de la AAA 1998 que no se complete en 1998, podrá completarse en 1999.

Los planes de manejo vigentes aprobados por la SIF con base en la R.M. #62/97 podrán ser reformulados (no es obligatorio reformularlos) de acuerdo a lo especificado en esta resolución ministerial debiendo hacerse los cambios pertinentes. Los Planes Operativos Anuales Forestales (POAF) que se presenten a partir de la vigencia de esta resolución ministerial deberán hacerse de acuerdo a lo aquí señalado.

Sin embargo, para los planes de manejo vigentes, NO se requerirá la reformulación del plan de manejo, para:

- Acogerse a la posibilidad de señalar la ubicación de las AAA anualmente y no para los primeros 5 años como lo señalaba la R.M. #62/97.
- Aplicar los DMC definidos en estas normas técnicas.
- Aplicar los requerimientos de estas normas técnicas con respecto al número de parcelas permanentes.

En el Anexo #1 de esta resolución ministerial se presentan una lista de las definiciones de los términos más importantes que se utilizan en este documento. En el Anexo #5 se encuentran una serie de notas aclaratorias que tienden a facilitar la interpretación de diferentes temas tratados en estas normas técnicas pero NO representan aspectos obligatorios.

2. TÉRMINOS DE REFERENCIA PARA LA EJECUCIÓN DE INVENTARIOS FORESTALES DE RECONOCIMIENTO

2.1. Requerimientos Básicos

A continuación se establecen los requerimientos mínimos para la planificación y ejecución de inventarios forestales de reconocimiento a ser utilizados en la elaboración de planes de manejo.

En estos requisitos mínimos se establece una metodología de diseño de inventario, sin embargo para la aplicación de otros tipos de diseño, se deberá solicitar **ANTICIPADAMENTE** la autorización respectiva a la Superintendencia Forestal. Como parte de esta solicitud se deberá presentar en detalle los parámetros técnicos del inventario forestal (diseño, intensidad de muestreo, número, tamaño y forma de las unidades de muestreo) así como el responsable del inventario y el cronograma de las actividades.

2.2. Responsable del Trabajo

El responsable de la planificación y ejecución del inventario forestal y de la emisión del informe, debe ser profesional o técnico forestal registrado en el colegio profesional respectivo y acreditado por la Superintendencia Forestal de acuerdo a lo establecido en el Artículo 27 de la Ley 1700 y los parágrafos VI al XII del Artículo 69 del Reglamento de la mencionada Ley.

2.3. Requerimientos Técnicos para la Ejecución de Inventarios Forestales de Reconocimiento

2.3.1 Definición del Area a inventariar

1. El área a inventariar es toda el área cubierta de bosque en la propiedad o concesión.
2. Si se ha realizado una estratificación (que es opcional), se podrá realizar el inventario solamente en los estratos de interés para el propietario o concesionario.

2.3.2 Diseño de Muestreo para el inventario de productos maderables

1. Debe realizarse un muestreo sistemático de parcelas de tamaño fijo distribuidas sobre el área a inventariar. En el diseño se debe considerar los siguientes criterios:

2. Las intensidades mínimas del muestreo se fijan en función de la superficie total del área a inventariar como se indica en el Cuadro No. 1. Las intensidades mínimas para valores de superficies no indicadas se obtienen mediante interpolación.
3. El diseño de muestreo debe basarse en un número mínimo de 100 unidades de muestreo sistemáticamente distribuidas sobre el área a inventariar. La distribución sistemática significa que las unidades de muestreo se ubican a distancias iguales a lo largo de líneas paralelas equidistantes de inventario que atraviesan el área a inventariar. Si se inventarian áreas contiguas, se pueden tratar como una sola unidad y distribuir las 100 unidades en el total de la superficie. Si las áreas no son contiguas se deben tratar como dos inventarios separados.
4. El espaciamiento máximo entre las líneas de inventario se calcula por la fórmula

$$e=1,5*\sqrt{A/100}$$

donde:

e = espaciamiento máximo en km.

A = Area a inventariar en km²

5. Basado en la intensidad mínima de muestreo y el número mínimo de parcelas (100) se ha calculado el tamaño referencial de la unidad de muestreo (Ver cuadro 1). Estos tamaños podrán ajustarse en el diseño por aspectos prácticos (por ejemplo redondeando el tamaño de la unidad de muestreo al décimo de hectárea más cercana) siempre y cuando se mantenga la intensidad de muestreo y el número mínimo de 100 unidades. Ver nota #1 del Anexo #5.
6. Los árboles con DAP igual o mayor a 20 y menor a 40 cm deben ser registrados por lo menos en una mitad de cada una de las unidades de muestreo.
7. En cada unidad de muestreo se determinará la especie y abundancia de palmeras con una altura total igual o mayor a 9 metros.
8. En cada unidad de muestreo, los fustales (árboles con DAP igual o mayor a 10 cm y menor a 20 cm) deben ser registrados en una subparcela con tamaño mínimo de 5% de la parcela principal. Se registrará la misma información como en el caso de los árboles con DAP igual o mayor a 20 cm. Para los fustales es opcional la estimación de altura y calidad de fuste. En estas subparcelas también se determinará la especie y abundancia de las palmeras con una altura total igual o mayor a 6 metros y menor a 9 metros. Ver nota #2 del Anexo #5.
9. Si en la ejecución del inventario se encuentran parcelas o partes de parcelas en áreas sin bosque que no fueron previamente identificadas y delimitadas en el mapa, estas parcelas o partes de parcelas deben ser levantadas aunque no tengan árboles. Se aceptará que el inventario tenga hasta 10% de estas parcelas "cero". Si se tiene más de un 10% de parcelas "cero", se deberán instalar otras parcelas en áreas con bosque de tal manera que el número de parcelas "cero" no sea mayor a 10% y se corregirá debidamente la delimitación de la superficie boscosa en los Mapas #1 y #2.

10. De las 100 unidades planificadas, por razones justificadas (por ejemplo, inaccesibilidad), se aceptará que hasta 10% no sean levantadas. Consecuentemente, la intensidad de muestreo podrá bajar en esta misma proporción de parcelas no levantadas.
11. Si es necesario reponer parcelas para no sobrepasar el 10% de parcelas "cero" y/o 10% de parcelas no levantadas, la reposición deberá hacerse objetivamente. Las parcelas de reposición serán claramente ubicadas en el mapa de diseño de muestreo (Mapa #2).
12. Las unidades de muestreo en el campo deben ser distribuidas de acuerdo al diseño de muestreo en el Mapa #2 y deben ser marcadas visiblemente con el número correlativo correspondiente. La marcación debe realizarse con una estaca al inicio y otra al final de la parcela, y pintando los dos árboles (DAP mayor a 20 cm) más cercanos a la estaca. Además, deberán marcarse con placas numeradas los 5 primeros y los 5 últimos árboles de cada parcela. La placa numerada se colocará lo más cerca del suelo en el lado NORTE del árbol.

Cuadro 1. Intensidades mínimas y tamaño de las unidades de muestreo

Superficie total del área a inventariar (ha)	Intensidad mínima (%)		Tamaño de las unidades de muestreo (ha)
	DAP igual o mayor a 40 cm.	DAP igual o mayor a 20 y menor a 40 cm	
200	5.0	2.5	0.1
500	2.0	1.0	0.1
1000	1.5	0.75	0.15
2000	1.2	0.6	0.25
5000	0.8	.4	0.4
10000	.5	.25	0.5
15000	.35	.175	0.5
20000	.28	.14	0.55
25000	.24	.12	0.6
30000	.22	.11	0.65
50000	.2	.1	1.0
100000	.15	.075	1.5
200000	.1	.05	2.0

2.4 Mapa de Inventarios diseño del muestreo (Mapa # 2)

1. En base al Mapa Forestal (Mapa # 1) confeccionado conforme a lo especificado en el ANEXO #2 del presente documento, se elabora un mapa de diseño de muestreo con la distribución de las unidades de muestreo (Mapa #2).
2. En el Mapa # 2 se deben marcar claramente las líneas de inventario y las unidades de muestreo con sus números correspondientes. También en este mapa se debe delimitar y marcar todas las áreas que no fueron incluidas en el inventario. Ver nota #3 del Anexo #5.

2.5 Información mínima a levantar en el campo

1. Con la finalidad de uniformizar y estandarizar los datos a levantar en el campo, cada formulario de campo deberá llevar como mínimo la siguiente información:
 - a) Nombre de la concesión/propiedad
 - b) Número de la línea
 - c) Número de la parcela (unidad de muestreo)
 - d) Fecha
 - e) Nombre del enumerador
2. El siguiente listado de los apartados 2.5.1 y 2.5.2 se define la información mínima que debe recopilarse de las parcelas y los árboles:

2.5.1 Información sobre las condiciones promedio de la parcela:

Densidad de sotobosque	<ol style="list-style-type: none">1. Sotobosque ralo o ausente2. Sotobosque medio denso3. Sotobosque denso
Drenaje	<ol style="list-style-type: none">1. Tierra firme, bien drenada2. Tierra fangosa, se puede trabajar con maquinaria durante la temporada seca3. Tierra muy fangosa, difícil trabajar con maquinaria durante todo el año
Topografía / relieve	<ol style="list-style-type: none">1. Terreno plano2. Terreno levemente ondulado3. Terreno ondulado4. Terreno escarpado

2.5.2 Información mínima sobre los árboles / fustales:

Número de árbol	
Nombre común	
Diámetro o circunferencia a la altura del pecho (DAP / CAP) ¹	Se registra en cm
Altura del fuste (opcional para fustales)	Se registra en metros.
Altura total (opcional para árboles y para fustales)	Se registra en metros.
Clase de calidad (opcional para fustales)	1. Fuste recto, sin defectos 2. Fuste regular, con algunos defectos 3. Fuste de mala calidad con defectos que impiden su utilización económica

2.6 Procesamiento de Datos

El procesamiento de los datos incluye como mínimo los siguientes pasos:

- Los resultados del inventario se presentarán individualmente para cada tipo de bosque, en el caso de que exista una estratificación forestal.
- Los resultados se resumirán en cuadros de distribución diamétrica para cada especie, grupos de especies y el total de las especies utilizando clases diamétricas de 10 centímetros de ancho.
- Las especies deben agruparse al menos en dos grupos: (1) Las especies incluidas en la canasta de especies y (2) las demás especies. Ver nota #4 del Anexo #5.
- Las variables analizadas serán: número de individuos (N), área basal en m² (AB) y volumen en m³ (V).
- Se considerarán los DMC establecidos en estas normas y el plan de manejo.
- Las existencias de madera por hectárea se indicarán especificando el volumen potencial, actual y total por especie y clase de calidad. Si la prescripción silvicultural se basa en diámetros mínimos de corta (DMC) el volumen potencial incluirá aquellos árboles con DAP menor al DMC y el volumen actual incluirá los árboles disponibles para cortar o los que tienen un DAP mayor o igual al DMC.
- Se presentarán los resultados de la abundancia de la regeneración natural de fustales por especie y grupos de especies y referidos a la unidad de superficie.
- Se cubicará con el factor de forma de 0.65 según Heinsdijk, mientras no existan tablas volumétricas adecuadas.
- Las tablas de resultados deben como mínimo contener la información como en los ejemplos en los Cuadros 3 a 5. El formato de estos cuadros es opcional, pero la información que contienen es de carácter obligatorio.

¹ En el diseño del inventario se determinará si se medirá CAP o DAP, y durante todo el inventario se mantendrá la medición del CAP o DAP según haya sido seleccionado.

- j) Se calculará el error de muestreo sobre los totales de los parámetros abundancia, área basal y volumen con un nivel de confianza de 95% y expresados como porcentaje del promedio.

2.7 Presentación de información de campo

1. Al presentarse el plan de manejo, se deberá adjuntar copia de los formularios de campo ordenados, legibles y numerados de acuerdo a la numeración establecida en el terreno y en concordancia con el mapa de diseño de muestreo (Mapa #2).
2. Hay que presentar uno o varios disquetes que contengan los archivos digitales (formato base de datos o de hoja electrónica) con la información recolectada. Esta base de datos digital debe incluir número de línea de inventario, estrato (si corresponde), número de parcela, número de árbol, especie, DAP, calidad, altura de fuste.
3. Se deberán presentar cuadros que contengan como mínimo la información incluida en los siguientes cuadros.

Cuadro 2: Ejemplo de formulario de campo para árboles y fustales

INVENTARIO FORESTAL DE _____

Enumerador.....

Fecha.....

Línea.....

Unidad de muestreo.....

No. de Árbol	Nombre común	DAP (cm)	Calidad 1 2 3	Altura de fuste (m)	Opcional
					Altura total (m)

Sotobosque: _____

Drenaje: _____

Relieve: _____

Observaciones: _____

Cuadro 3. Ejemplo de Tabla de Resultados Tipo I (Existencias de Bosque)

Nombre concesión/propiedad: _____		Superficie inventariada: _____ ha						
Intensidad de muestreo (DAP >= 40cm) _____ %		# de parcelas inventariadas: _____						
Especies canasta	VARIABLE	CLASE DIAMÉTRICA						TOTAL
		20-29	30-39 ²	80-89	90-99	+100	
Especies 1	N							
	AB							
	VOL							
Especies 2	N							
	AB							
	VOL							
Subtotal Especies canasta	N							
	AB							
	VOL							
Otras especies								
Especies 1	N							
	AB							
	VOL							
Especies 2	N							
	AB							
	VOL							
Subtotal Especies Otras	N							
	AB							
	VOL							
TOTAL	N							
	AB							
	VOL							

² Se deben tener, como mínimo, clases diamétricas de 10 cm de amplitud.

Cuadro 4. Ejemplo de Tabla de Resultados, Tipo 2 (volúmenes potencial, actual y total con calidad)

Nombre concesión/propiedad: _____					Superficie inventariada: _____ ha							
Intensidad de muestreo (DAP >= 40cm) _____ %					# de parcelas inventariadas: _____							
VOLÚMENES (CALIDAD)												
ESPECIES	POTENCIAL				ACTUAL				TOTAL			
	1	2	3	sum	1	2	3	sum	1	2	3	sum
ESPECIES CANASTA												
Especie 1												
Especie 2												
Sub-total canasta												
OTRAS ESPECIES												
Especie 1												
Especie 2												
Sub-total OTRAS												
TOTAL												

Cuadro 5. Ejemplo de Tabla de Resultados, Tipo 3 (árboles aprovechables)

Nombre concesión/propiedad: _____			Superficie inventariada: _____ ha	
Intensidad de muestreo (DAP >= 40cm) _____ %			# de parcelas inventariadas: _____	
Especies	DMC (cm)	Abundancia (árboles/ha)	Área basal (m ² /ha)	Volumen (m ³ /ha)
Especie 1				
Especie 2				
TOTAL				

3 TERMINOS DE REFERENCIA PARA LA ELABORACION DEL PLAN GENERAL DE MANEJO FORESTAL

3.1 Plan General de Manejo

De acuerdo a lo establecido en el Artículo 27 de la Ley Forestal N° 1700 y su Reglamento aprobado según Decreto Supremo N° 24453: el Plan de Manejo es un requerimiento esencial para todo tipo de utilización forestal, es requisito indispensable para el ejercicio legal de las actividades forestales, forma parte integrante de la resolución de concesión, autorización o permiso de desmonte y su cumplimiento es obligatorio. En el plan de manejo se delimitarán las áreas de protección y otros usos. Sólo se pueden utilizar los recursos que son materia del plan de manejo.

Los planes de manejo deberán ser elaborados y firmados por profesionales o técnicos forestales, quienes serán civil y penalmente responsables por la veracidad y cabalidad de la información incluida. La ejecución del plan de manejo estará bajo la supervisión y responsabilidad de profesionales o técnicos, quienes actúan como agentes auxiliares de la autoridad competente, produciendo los documentos e informes que suscriban fe pública, bajo las responsabilidades a que se refiere la Ley N° 1700 y su Reglamento.

Para que sea sostenible, el manejo forestal debe ser sostenible en los tres pilares fundamentales del manejo: en lo ecológico, económico y social. El plan de manejo puede establecer un régimen intensivo de manejo que tenga como prioridad el máximo rendimiento sostenible de recursos maderables comerciales, siempre y cuando las actividades de manejo propuestas no reduzcan irreversiblemente el potencial del bosque para producir madera comercial en el futuro, ni se vaya en contra de lo establecido por el principio precautorio en la Ley Forestal.

Para someter el plan al conocimiento de la Superintendencia Forestal, el interesado deberá en primer instancia presentar UNA copia completa del mismo (incluyendo todos los anexos, diskettes, formularios de campo, mapas, etc.). Esta copia será analizada por la Superintendencia Forestal y con base en este análisis hará las recomendaciones u observaciones que correspondan. Una vez que el interesado haya hecho las correcciones del caso presentará a la Superintendencia Forestal un total de DOS copias del plan de manejo completo, de acuerdo a lo establecido en estas normas técnicas.

3.1.1 Portada

Incluye:

- Nombre de la Empresa
- Nombre de la concesión o propiedad
- Ubicación política administrativa y superficie
- Nombre y sello del profesional forestal responsable debidamente registrado en el colegio profesional respectivo y acreditado por la Superintendencia Forestal
- Mes y año de presentación del Plan

3.1.2 Declaración de responsabilidad

Se debe incluir una página con la siguiente declaración y la firma del técnico o profesional forestal responsable. Una declaración similar deben incluir los planes operativos anuales y cualquier otro informe que someta el técnico o profesional a la Superintendencia Forestal.

DECLARACION DE RESPONSABILIDAD

Con base en el Artículo 27, parágrafo II de la Ley Forestal 1700, que dice:

“Los planes de manejo deberán ser elaborados y firmados por profesionales o técnicos forestales, quienes serán civil y penalmente responsables por la veracidad y cabalidad de la información incluida. La ejecución del plan de manejo estará bajo la supervisión y responsabilidad de profesionales o técnicos, quienes actúan como agentes auxiliares de la autoridad competente, produciendo los documentos e informes que suscriban fe pública, bajo las responsabilidades a que se refiere la presente ley y su reglamento”

se declara y firma como técnico o profesional responsable de este documento a:

Ing. _____
Registro Superintendencia Forestal # _____

3.1.3 Resumen Ejecutivo

Deberá contener como mínimo los siguientes aspectos:

Empresa; localización geográfica y política; superficie de la unidad de manejo y del bosque de producción; estrategia de manejo (sistemas silviculturales, intensidad de aprovechamiento, ciclo de corta, aspectos sociales, ecológicos y ambientales, fauna, etc.); número de árboles, área basal y volumen por hectárea, por especies y por estrato (si corresponde); número de árboles y volumen por hectárea que se propone aprovechar e intensidad del aprovechamiento referida al total de la masa, por estrato (si corresponde).

3.1.4 Índice o Tabla de Contenido

El índice o tabla de contenido incluirá la lista de los capítulos, subcapítulos y secciones del texto del documento, además de la lista de cuadros, figuras y anexos, con sus respectivos números de páginas a los que correspondan.

3.1.5 Información Cartográfica (Mapeo)

Se definen los siguientes mapas, para el desarrollo del plan de manejo:

- Mapa 1: Mapa Forestal
- Mapa 2: Mapa de diseño de muestreo
- Mapa 3: Mapa de compartimentos (plan operativo anual)
- Mapa 4.1: Mapa planificación del aprovechamiento (plan operativo anual)
- Mapa 4.2. Mapa de árboles residuales (plan operativo anual)
- Mapa 5: Mapa post aprovechamiento (informe de actividades anuales)

En el ANEXO #2.se incluyen las características y especificaciones técnicas de cada uno de estos mapas.

3.2 Marco Legal

1. Antecedentes legales de la Empresa, propietario u organización de acuerdo a lo establecido en el Artículo 31, parágrafo II de la Ley N°1700, razón social, personería, domicilio.
2. Profesional forestal acreditado por la Superintendencia Forestal y registrado en el colegio profesional respectivo
3. Ubicación territorial, político-administrativa y geográfica, conforme a los especificado en el ANEXO #2 (Mapa #1)

3.3 Descripción General

3.3.1 Aspectos Biofísicos

1. Superficies

Especificar la superficie total de la concesión o propiedad (unidad de manejo), del bosque de producción, de las áreas de protección y de otros usos, tal y como se indica en el ANEXO #2 (Mapa #1). Ver nota #5 del Anexo #5.

2. Infraestructura de Vías de Acceso

- Incluir información referida a vías de acceso (como por ejemplo caminos, vía férrea, pista aérea, vías fluviales, etc.) en el Mapa #1
- Analizar la cantidad, ubicación y condición de la infraestructura existente en la propiedad o concesión, describiéndose las necesidades de acondicionamiento en función de las actividades de manejo.

3. Uso actual de la Tierra

- Describir cuál es el uso actual de la tierra, incluyendo la información sobre cobertura en el Mapa #1. Ver nota #6 del Anexo #5.
- Detallar la superficie de cada tipo de uso.

4. Geología y Suelos

- Describir las características geológicas de la zona y los tipos de suelo presentes. Ver nota #6 del Anexo #5.
- Analizar las limitaciones o ventajas de estos tipos de suelo para las actividades de manejo del bosque.

5. Clima

Describir las características climáticas de la zona como mínimo en términos de precipitación (cantidad, distribución, etc.) y temperatura. Ver nota #7 del Anexo #5.

6. Zonas Ecológicas de Vida

- Describir la(s) zona(s) de vida a la que pertenece la concesión o propiedad, según la clasificación de Zonas de Vida de Holdridge. Ver nota #7 del Anexo #5.
- Describir las características de productividad y factores limitantes asociados a cada zona, como ventajas o desventajas para el manejo.

7. Descripción de Intervenciones o Disturbios

- Describir las intervenciones o disturbios pasados y existentes en el presente, analizando sus implicaciones para el manejo. Ver nota #7 del Anexo #5.
- Indicar cómo se consideran estas intervenciones previas en las acciones de manejo propuestas.

8. Fauna Característica de la Región

- Incluir un listado de las especies de vertebrados (mamíferos, aves y reptiles) registrados en la concesión o propiedad a través de encuestas a conocedores locales o a observación directa de indicios de animales.
- Clasificar las especies registradas según el libro Rojo de los Vertebrados de Bolivia e identificar los hábitats importantes para especies amenazadas.
- Se hará un breve análisis de las implicaciones resaltantes de la fauna para la estabilidad del bosque y el manejo, con base en la información disponible.

9. Hidrografía

- Describir las características hidrográficas de la concesión o propiedad, e indicar las limitaciones para el manejo y posibles soluciones, tales como puentes, rutas adecuadas y alternativas para transporte fluvial. Ubicar la red hidrográfica, al mayor detalle posible, de acuerdo a lo señalado en el Anexo #2.
- En los planes anuales operativos los Mapas #4.1, #4.2 y #5 se deberán identificar las franjas ribereñas de protección, curichis o humedales que quedan como reservas o servidumbres ecológicas de acuerdo a lo establecido por la Ley Forestal N°1700 y su Reglamento.

3.4 Aspectos Socioeconómicos y Demográficos

3.4.1 Presión sobre la Tierra y posible impacto en el Manejo

Describir de manera concisa los conflictos que se presentan sobre el uso de la tierra o recursos forestales por parte de grupos humanos asentados dentro o en los alrededores de la concesión y/o propiedad.

3.4.2 Comunidades Indígenas y Asentamientos Campesinos

1. Describir clara y sucintamente el historial de las comunidades indígenas y/o asentamientos campesinos en relación con la concesión o propiedad.
2. En caso de que existan conflictos, especificar detalladamente el área involucrada y las acciones que se tomarán para compatibilizar los intereses sobre las áreas en conflicto (mecanismos de resolución de conflictos). Ver nota #8 del Anexo #5.
3. Describir el proceso de participación comunitaria en la planificación y ejecución del manejo, si corresponde.
4. Analizar las restricciones para el manejo que éstas condiciones (conflictos) impongan.

3.4.3 Cantidad y características de la Mano de Obra disponible

Evaluar la disponibilidad de mano de obra en términos de cantidad y calidad.

3.5 Objetivos

Plantear clara y resumidamente los objetivos del manejo del bosque. Ver nota #9 del Anexo #5.

3.6 Información base para propuesta de manejo

3.6.1 Estructura y composición del bosque

1. Describir las características del bosque y los parámetros de valor comercial para las diferentes especies, haciendo énfasis en los rasgos que afecten el manejo.
2. Describir la estructura vertical del bosque resaltando los aspectos que más pueden afectar el manejo.
3. Hacer referencia al mapa forestal (Mapa #1) de la concesión o propiedad y al inventario forestal de reconocimiento que se realizó.

3.6.2 Análisis de inventario y diámetros mínimos de corta

1. Los diámetros mínimos de corta (DMC) para las principales formaciones de bosque húmedo tropical y subtropical, bosque seco, el Chaco, bosque montano bajo y montano, se establecen en el Cuadro #1 que se muestra a continuación. Ver nota #10 del Anexo #5.
2. Discutir y justificar la aplicación de estos DMC con base en el análisis de los resultados del inventario, distribuciones diamétricas, gremios ecológicos y las condiciones específicas del sitio. Incluir gráficos de distribuciones diamétricas (número de árboles versus clase de diámetro).
3. La Superintendencia Forestal podrá determinar mediante estudios o análisis más detallados de distribución diamétrica, abundancia, estado sanitario y madurez tecnológica, DMC específicos para algunas especies dependiendo de los casos especiales que puedan darse, pero mientras no se hagan estos estudios se utilizarán los DMC señalados en el Cuadro #1.

Las empresas o propietarios interesados podrán también presentar estos estudios más detallados tendientes a justificar la aplicación de DMC menores a los señalados en estas normas.

En ambos casos los estudios serán presentados ante el Viceministerio de Medio Ambiente Recursos Naturales y Desarrollo Forestal, que deberá pronunciarse en el plazo de 20 días hábiles.

3.7 Sistema de Manejo y método de regulación

El sistema de manejo empleado deberá ser justificado ecológica y económicamente, de tal manera que garantice la producción sostenible a largo plazo tanto en términos de volúmenes de productos como de su calidad.

3.8 Ordenación

3.8.1 División Administrativa

1. **DIVISIONES:** dividir la concesión o propiedad en grandes unidades según su aptitud de uso (divisiones), determinar la superficie de cada División y ubicar estas divisiones en el Mapa #2. Sobre división administrativa, ver notas #11 y 12 del Anexo #5.
2. **BLOQUES:** si se definen, puede llevar a que se planteen estrategias de manejo y prescripciones silviculturales diferentes entre bloques como por ejemplo, aprovechamiento de diferentes especies e inclusive diferentes ciclos de corta, dependiendo del grado de diferenciación.
3. Determinar las superficies de cada bloque y definirlos en el Mapa #1.
4. **COMPARTIMENTOS:** son la fracción de la AAA que sirve de base para la preparación de los POAF. Se deben ubicar en el Mapa #3.

5. La ubicación del AAA se hará **cada año** en el plan operativo anual forestal (POAF). Los límites de los compartimentos serán reconocibles y verificables en el terreno y su linderamiento se indicará en el Mapa #3.
6. Antes de iniciar la ejecución de plan de manejo se debe contar con el plan operativo anual para el primer año.
7. La forma de los compartimentos deberá sujetarse a los señalado en el Artículo 80° del reglamento a la Ley 1700, en el que se señala la forma de las concesiones.

Cuadro #1. Diámetros mínimos de corta por zona de vida y algunas especies.

ESPECIE	TIPO DE BOSQUE (ZONA DE VIDA)			
	húmedo tropical y sub-tropical	Chaco	seco y transición Chiquitana	montano y montano bajo
<i>Swietenia macrophylla</i> (mara) ¹	70	NA ²	70	NA
<i>Cedrela spp.</i> (cedro)	60	NA	60	60
<i>Hura crepitans</i> (ochoó)	70	NA	70	NA
<i>Ficus spp.</i> (bibosi)	70	NA	NA	NA
<i>Ceiba pentandra</i> (mapajo)	70	NA	NA	NA
<i>Amburana cearensis</i> (roble)	50	NA	50	NA
<i>Ocotea guianensis</i> (negrillo)	35	NA	NA	NA
<i>Pseudolmedia laevis</i> (ojoso colorado)	35	NA	NA	NA
<i>Clarisia spp.</i> (mururé)	45	NA	45	NA
<i>Virola spp.</i> (Gabún)	45	NA	45	NA
<i>Calycophyllum sp.</i> (verdolaga)	NA	NA	45	NA
<i>Poeppigia procera</i> (tasaa)	NA	NA	30	NA
<i>Juglans spp.</i> (nogal)	NA	NA	NA	60
<i>Podocarpus parlatoresi</i> (pino) ³	NA	NA	NA	60
<i>Nectandra spp.</i> (laurel)	NA	NA	NA	60
<i>Ocotea spp.</i> (laurel)	NA	NA	NA	60
<i>Anadenanthera sp.</i> (Cebil, Curupaú)	45	35	45	NA
<i>Calycophyllum multiflorum</i> (Palo blanco)	NA	40	45	NA
<i>Schinopsis sp.</i> (Quebracho colorado)	NA	50	NA	NA
<i>Aspidosperma sp.</i> (Quebracho blanco)	NA	45	NA	NA
El resto de las especies	50	35	40	50

¹ Se hace notar que esta especie está incluida en el Apéndice III de CITES

² NA = no aplicable

³ Se hace notar que esta especie está incluida en el Apéndice I de CITES

VARIANTES PERMITIDAS EN LA DETERMINACIÓN DE AAA (Ver nota #13 del Anexo #5)

Alternativa Básica	Alternativa Ampliada
<ol style="list-style-type: none"> 1. El área a intervenir puede estar compuesta hasta por TRES compartimentos 2. Se permiten variaciones de hasta un 20% en la superficie de AAA, el aumento en un determinado año se deberá cubrir en otro año en el transcurso de los siguientes 5 años. 3. El censo y POAF se elabora anualmente. El censo y POAF podrá realizarse y someterse a consideración de la Superintendencia Forestal, individualmente para cada uno de los compartimentos señalados en el punto 1 de esta tabla. 4. En las áreas intervenidas en los años 1999, 2000, 2001 y 2002; se podrá volver a ingresar en el mismo compartimento por una única vez en el transcurso de los cuatro años siguientes a la primera intervención. Debe entenderse que lo que se autoriza es completar la corta señalada en los POAF correspondientes preparados para los diferentes compartimentos o completar cualquier extracción de saldos de madera cortada y no extraída. En NINGUN año, sin importar qué áreas o compartimentos se haya acumulado, NO se podrán realizar labores de aprovechamiento en más de dos áreas intervenidas (una área correspondiente al año vigente y otra de los años anteriores). 5. Si la empresa, propietario u organización ha elaborado los planes operativos anuales (censos y planificación) para CUATRO años, con base en estos planes se podrán redefinir la ubicación de las AAA de tal manera que los volúmenes y áreas a aprovechar se ajusten mejor a las necesidades de la empresa u organización y a los cambios en los mercados. Por ejemplo, si el volumen actual aprovechable para los CUATRO años es de 10000 m3, la corta anual permisible, podrá variar de un año a otro, pero el total al cabo de los CUATRO años no podrá ser mayor a los 10000 m3 señalados. 6. Los compartimentos donde no se haya realizado NINGUNA intervención, podrán acumularse para ser cortadas en años posteriores hasta completar un máximo de TRES AAA. Esta acumulación de superficie podrá hacerse sin tener que elaborar previamente el censo o POAF. 7. A partir del 2003 se podrá intervenir únicamente la superficie correspondiente a una AAA. Si la corta, extracción y transporte no se termina en el año que se inició la intervención, se podrá completar únicamente en el año siguiente. 8. Al iniciar el segundo ciclo de corta, se empezará a cortar en el compartimento que tenga más años sin haber sido intervenido y así sucesivamente. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Para 1999, 2000, 2001 y 2002 se podrá intervenir hasta dos AAA. 2. El área a intervenir puede estar compuesta hasta por DOS compartimentos si estos están separados (no contiguos) y hasta por TRES compartimentos si son contiguos y forman un bloque sin solución de continuidad territorial. 3. Se debe elaborar el censo y POAF por compartimento, para la superficie del área a intervenir (hasta dos AAA). Este POAF debe incluir todas las especies definidas en la canasta de especies. No se podrá realizar ningún aprovechamiento si el censo no incluye el total de la canasta de especies. 4. En las áreas intervenidas en los años 1999, 2000, 2001 y 2002; se podrá volver a ingresar por una única vez en el transcurso de los cuatro años siguientes a la primera intervención. Debe entenderse que lo que se autoriza es completar la corta señalada en los POAF correspondientes preparados para los diferentes compartimentos o completar cualquier extracción de saldos de madera cortada y no extraída. En NINGUN año, sin importar qué áreas o compartimentos se haya acumulado, NO se podrán realizar labores de aprovechamiento en más de dos áreas intervenidas (una área correspondiente al año vigente y otra de los años anteriores). 5. En el área intervenida entre 1999 y el 2002 no se podrá cortar más del 40% de la abundancia actual del conjunto de la canasta de especies determinada con base en el censo comercial de la canasta de especies. Cuando se haga el segundo ingreso (por una única vez), al que se hace referencia en el punto anterior, se podrá terminar el aprovechamiento restante hasta completar un máximo de 80% de la abundancia actual. 6. A partir del 2003 se podrá intervenir únicamente la superficie correspondiente a una AAA. Si la corta, extracción y transporte no se termina en el año que se inició la intervención, se podrá completar únicamente en el año siguiente. 7. A partir del 2003 las AAA donde no se haya realizado NINGUNA intervención, podrán acumularse para ser cortadas en años posteriores hasta completar un máximo de TRES AAA. Esta acumulación de superficie podrá hacerse sin tener que elaborar previamente el censo o POAF. 8. Al iniciar el segundo ciclo de corta, se empezará a cortar en la AAA que tenga más años sin haber sido intervenido y así sucesivamente.

3.8.2 Ciclo de Corta

1. Los ciclos de corta tendrán un mínimo de 20 años, salvo los cambios que se tengan como consecuencia de la aplicación de las variantes señaladas en la alternativa ampliada de la tabla anterior. Ver nota #14 del Anexo #5.
2. Justificar el ciclo de corta seleccionado considerando aspectos biológicos y económicos, con base en la mejor información disponible.

3.8.3 Especies claves

1. Se considera como especies escasas aquellas que de acuerdo al inventario de reconocimiento y considerandó los árboles con DAP mayor o igual a 20 cm, tienen abundancias menores a 0.25 árboles por ha. Ver nota #15 del Anexo #5.
2. Definir las especies claves y los criterios adicionales con base en los cuáles se ha basado su determinación.
3. Justificar las operaciones de manejo y con especial atención la prescripción de corta aplicada en las especies claves o escasas.

3.8.4 Estimación de corta anual permisible

1. Hacer la estimación de corta anual permisible considerando el AAA, las especies seleccionadas, los DMC, la prescripción silvicultural y los factores de seguridad del caso. Ver nota #16 del Anexo #5.
2. Como factor de seguridad, la prescripción silvicultural en ningún caso podrá implicar la corta de más del 80% de la abundancia actual de los árboles seleccionados en la canasta de especies. La abundancia actual incluye los árboles arriba del DMC establecido por esta norma o por los estudios específicos que se hagan de acuerdo al apartado 3.6.2.).
3. Completar un cuadro igual o similar que contenga el mismo tipo de información que el Cuadro #2, que se muestra a continuación.

CUADRO #2. Estimación de la corta anual permisible

Area total concesión	147 136,00 ha	Area total bosque alto	87 850,00
Area de protección en bosque alto	1 611,00	Area total bosque medio	59 286,00
Area de protección en bosque medio	1 087,00	Area productiva bosque alto	86 239,00
Area total de protección	2 698,00 ha	Area productiva bosque medio	58 199,00
		Area total productiva	144 438,00 ha
Ciclo de corta (años)	20		
Area anual de aprovechamiento	7 221,90 ha		
Area permisible bosque alto	4 311,95 ha		
Area permisible bosque medio	2 909,95 ha		

DMC		60	60	70	50	50	50	60	50	60	50	50	50
		Especie 1	Especie 2	Especie 3	Especie 4	Especie 5	Especie 6	Especie 7	Especie 8	Especie 9	Especie 10	Especie 11	Especie 12
Volumen actual en pie (Dap > DMC)													
Bosque alto	m3/ha	2,660	0,490	0,306	0,863	0,396	0,147	0,833	1,566	0,126	0,187	0,076	0,175
Bosque medio	m3/ha	1,788	0,406	0,646	0,872	0,424	0,418	0,518	0,667	0,025	0,355	0,067	0,119
Bosque alto	Total m3 rollo	11 469,79	2 147,35	1 319,46	3 721,21	1 707,53	633,86	3 591,85	6 752,51	543,31	806,33	327,71	754,59
Bosque medio	Total m3 rollo	5 202,99	1 181,44	1 879,83	2 537,48	1 233,82	1 216,36	1 507,35	1 940,94	72,75	1 033,03	194,97	346,28
% volumen de corta / vol en pie (1)	%	80,0%	80,0%	75,0%	70,0%	80,0%	80,0%	80,0%	80,0%	80,0%	70,0%	50,0%	80,0%
Volumen de corta													
Bosque alto	m3 rollo	9 175,83	1 717,88	989,59	2 604,85	1 366,03	507,09	2 873,48	5 402,01	434,64	564,43	163,85	603,67
Bosque medio	m3 rollo	4 162,39	945,15	1 409,87	1 776,23	987,06	973,09	1 205,88	1 552,75	58,20	723,12	97,48	277,03
Subtotal	m3 rollo	13 338,22	2 663,03	2 399,46	4 381,08	2 353,08	1 480,17	4 079,37	6 954,76	492,84	1 287,56	261,34	880,70
Proporción tronca/carbol en pie (2)	%	70,0%	70,0%	90,0%	65,0%	75,0%	85,0%	70,0%	70,0%	88,0%	70,0%	70,0%	55,0%
Volumen en tronca aserradero	m3 tronca	9 336,76	1 864,12	2 159,52	2 847,70	1 764,81	1 258,15	2 855,56	4 868,33	433,70	901,29	182,94	484,39

PRODUCCION DE MADERA ASERRADA

		Especie 1	Especie 2	Especie 3	Especie 4	Especie 5	Especie 6	Especie 7	Especie 8	Especie 9	Especie 10	Especie 11	Especie 12
Volumen en tronca aserradero	m3 tronca	9 336,76	1 864,12	2 159,52	2 847,70	1 764,81	1 258,15	2 855,56	4 868,33	433,70	901,29	182,94	484,39
Rendimiento en aserrio	%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%	50,0%
Volumen madera aserrada	m3 aserrada	4 668,38	932,06	1 079,76	1 423,85	882,41	629,07	1 427,78	2 434,17	216,85	450,64	91,47	242,19
Volumen madera aserrada	pt (3)	1 979 392	395 194	457 818	603 713	374 140	266 727	605 378	1 032 086	91 945	191 073	38 782	102 690
	% rendimiento (4)												
Calidad No 1	35,0%	692 787	138 318	160 236	211 300	130 949	93 354	211 882	361 230	32 181	66 876	13 574	35 941
Calidad No 2	50,0%	989 696	197 597	228 909	301 857	187 070	133 364	302 689	516 043	45 972	95 537	19 391	51 345
Calidad No 3	15,0%	296 909	59 279	68 673	90 557	56 121	40 009	90 807	154 813	13 792	28 661	5 817	15 403

Notas:

- (1) Descontando el % de los árboles aprovechables y censados que se dejan en pie en el bosque como margen de seguridad o prescripción silvicultural. Como mínimo, de acuerdo a esta norma se debe dejar o sea que la máxima prescripción puede especificar la corta del 80%, pero se puede decidir el cortar menos.
- (2) Descontando el % de pérdidas de volumen durante las operaciones de aprovechamiento o saneamiento de trozas
- (3) pt = pies tablares, 1 m3 de madera aserrada = 424 pt
- (4) Porcentajes de rendimiento de las calidades 1, 2 y 3 obtenidos a través de experiencia en aserraderos

3.9 Disposiciones Generales sobre el Aprovechamiento

3.9.1 Operaciones de Aprovechamiento

1. Se deben especificar las actividades de pre-aprovechamiento, aprovechamiento y post-aprovechamiento a ejecutarse, que garanticen operaciones eficientes de bajo costo e impacto mínimo en el suelo y la vegetación remanente. Ver nota #17 del Anexo #5.
2. En cada una de las operaciones se debe señalar claramente el sistema de trabajo, las técnicas y el equipo a utilizar, justificando el empleo de las mismas.
3. De igual forma se especificarán las medidas de mitigación del impacto ambiental correspondientes a las actividades planteadas.

3.9.2 Red de Caminos

1. En el Mapa #1 se debe especificar la red de caminos existente, la misma que debe estar georeferenciada. También se deben señalar los caminos principales proyectados para el aprovechamiento y apoyo logístico. El mayor detalle de caminos a construir se presentará anualmente en los planes operativos
2. Indicar las acciones a desarrollar para el mantenimiento de los caminos y de otras obras, tales como puentes, alcantarillas, etc., cuantificando las mismas e indicando sus especificaciones técnicas.

3.10 Disposiciones Generales sobre Productos No Maderables

En el caso de que en el inventario de reconocimiento se haya identificado la posibilidad de manejar este tipo de recursos y existir interés en hacerlo, se deberá:

1. Desarrollar un plan de manejo específico con este fin o ampliar el plan de manejo de productos maderables. Este subplan incluirá como mínimo: inventario de las especies, sistema de manejo, tratamientos para asegurar la sostenibilidad, crecimiento y regeneración, niveles de aprovechamiento, métodos de aprovechamiento, programa de monitoreo y evaluación, procesamiento industrial.
2. En el caso de manejo de fauna, se debe indicar las acciones conforme a lo estipulado en la legislación vigente.
3. Se incluirán acciones para mitigar el impacto ambiental y su evaluación.
4. Aquellas especies en riesgo o peligro de extinción no podrán ser aprovechadas.
5. De acuerdo a la legislación vigente la cacería y captura de fauna silvestre es **TOTALMENTE** prohibida y el plan de manejo debe especificar las acciones de la empresa tendientes a implementar y controlar esta prohibición. Las empresas deberán proveer de carne de animales no silvestres para sus trabajadores.

UNIDAD 3

PRINCIPIOS ECOLOGICOS Y
SILVICULTURALES
APLICADOS AL MANEJO DE
BOSQUES

BASES ECOLÓGICAS PARA EL MANEJO DE BOSQUES TROPICALES

1: LOS AMBIENTES FORESTALES TROPICALES Y EL AJUSTE DE LAS ESPECIES VEGETALES

Bryan Finegan y Diëgo Delgado, CATIE, abril de 1997

1. INTRODUCCION

El concepto de manejo forestal del presente curso es amplio, tomando en cuenta la totalidad de los bienes y servicios que puede brindar un bosque tropical, ya sea natural o artificial (plantado). Para enumerar sólo algunos de los bienes y servicios posibles, tenemos la producción de frutos, el suministro de sombra a animales o cultivos, la producción de biomasa para energía, la producción de madera para aserrío, la conservación de biodiversidad y la captura y el almacenamiento del dióxido de carbono. Como base o punto de partida para todos estos objetivos de manejo de bosques tropicales, es importante entender los procesos ecológicos a través de los cuales, por ejemplo, se regenera y se desarrolla un árbol aprovechable de caoba, o se determina la biodiversidad por unidad de tierra de un bosque natural, o se fija el límite de la cantidad de CO₂ que puede capturar una plantación. Una parte de este entendimiento se alcanza por medio del estudio de las relaciones o el ajuste que muestran las especies del bosque a la variación ambiental, y este es nuestro primer tema.

2. CLIMA, SUELO Y TOPOGRAFIA

2.1 Variación de clima, suelo y topografía en el trópico americano

Una caracterización completa de los ambientes del trópico americano y su variación requeriría, obviamente, un curso entero, así que nos conformaremos, dentro del contexto del presente tema, con identificar las generalidades más importantes.

De acuerdo con el curso 1, Tema I, es conveniente visualizar los factores ambientales y su efecto sobre los organismos en términos de una jerarquía. Se puede subdividir la biósfera en unidades macroclimáticas de acuerdo con la variación de los dos factores ambientales más importantes (Begon et al., 1986) - temperatura y precipitación - para lo cual nos sirve perfectamente el sistema de zonas de vida de Holdridge (Fig. 1). Dentro de cada zona de vida identificada por dicho sistema podemos asumir un ambiente uniforme en términos de temperatura y precipitación, pero debemos subdividir, creando un nuevo nivel de la jerarquía, de acuerdo con la variación regional y local básicamente de las condiciones y disponibilidad de recursos a nivel de sustrato, o sea, de suelo y de topografía. Pero no hemos terminado de identificar factores ambientales que afectarán las distribuciones, abundancias y la productividad de las especies forestales: dentro de cada unidad o sitio definido por sus condiciones de sustrato, dentro de una determinada zona de vida, debemos tomar en cuenta factores de micrositio a escala del rodal o el árbol individual. Aquí también pueden ser importantes variaciones a escala pequeña escala de las condiciones y recurso que presenta el sustrato, pero es el recurso radiación solar el que juega un papel tal vez preponderante (sección 3).

A nivel de las zonas de vida, una de las características más importantes de la región tropical es la variación sumamente amplia de las condiciones macroclimáticas. El número de zonas de vidas de tierras bajas - lo que Holdridge (1987) llama el piso basal - es mayor, a ocho, que en cualquier otra región, al igual que en los trópicos hay más pisos altitudinales - seis, desde premontano hasta nival. El número de zonas de vida del piso basal está dado por la variación muy amplia de la precipitación anual, mientras que el número de pisos altitudinales refleja la muy amplia variación de temperatura promedio asociada con las cordilleras montañosas altas. En regiones tropicales de amplia variación topográfica la variación correspondiente de zonas de vida puede ser casi abrumadora; en las 50.000 km² de Costa Rica, por ejemplo, están presentes 12 zonas de vida y 7 zonas de transición entre ellas (Tosi, 1969; véase la Fig. 2). Cabe señalar un factor climático adicional muy importante en la determinación de las distribuciones y abundancias de los organismos tropicales, que es la presencia o ausencia de heladas frecuentes, asociada a una elevación aproximada sobre el nivel del mar que Holdridge (1987) quiso ubicar de manera exacta, como una denominada "línea de escarcha", en su sistema de zonas de vida. Las plantas pueden dividirse, en términos muy generales, en las que toleran heladas y las que no las toleran, y esta división se convierte en un lineamiento útil para el entendimiento de muchas facetas de la ecología de los bosques tropicales.

Es mucho más difícil hacer un resumen útil sobre las condiciones de sustrato del trópico americano en un espacio tan limitado; entraremos en detalles, entonces, a través de los estudios de caso (acápite 2.2), sin poder pretender que nuestro análisis sea exhaustivo. A nivel general, Sánchez (1981, capítulo 2) ofrece una síntesis concisa de la variación de los suelos del trópico americano, de la cuál he extraído la siguiente descripción.

Anteriormente se creía que los suelos de los trópicos eran relativamente uniformes y dotados de características únicas que los diferenciaban de los demás suelos del mundo. Ninguno de estas generalizaciones es correcta: no son uniformes, que es lo que más nos interesa dentro del contexto del presente tema, y tampoco son únicos. El primer paso hacia el entendimiento de la variación de los suelos tropicales es de establecer una clasificación aceptable de tipos de suelo de acuerdo con sus características físicas y químicas. La denominada Taxonomía de Suelos de los Estados Unidos es tal clasificación. En ella los suelos del mundo se dividen en diez ordenes y un número mucho mayor de subórdenes y grandes grupos. Ejemplos de cada uno de los diez ordenes están presentes en los trópicos, con totales estimados de 39 subórdenes y 136 grandes grupos. Un primer paso hacia el entendimiento de la variación de los suelos tropicales es el de determinar y mapear las extensiones de terreno que pertenecen a cada una de las categorías. Por razones obvias, esto es más fácil a nivel de orden y suborden, y tales ejercicios generan información general sobre los suelos a nivel regional o nacional (p.e. Fig. 3). Dentro de tales unidades de mapeo, sin embargo, existen variaciones marcadas de condiciones de suelo a nivel local y, como es a este nivel que se perciben muchos de los efectos más importantes de los suelos sobre los bosques tropicales, debemos tratar de establecer lineamientos generales para entender la variación local. En términos generales, existe una tendencia de encontrar determinados tipos de suelo en determinados sitios dentro de paisajes tropicales generalizados. En regiones húmedas, por ejemplo (véase la Fig. 4) es frecuente encontrar suelos viejos altamente meteorizados (ordenes *oxisol* y *ultisol*) en sitios elevados y bien drenados. Las terrazas aluviales ya alejados de la llanura de inundación de los ríos ocuparán sitios más bajos y presentarán mayor fertilidad y a la vez, mayor humedad (orden *alfisoles* en la Fig. 4). Los suelos de las llanuras de inundación, donde todavía se están depositando sedimentos, se clasifican como *entisoles* (suelos recientes poco desarrollados). Esquemas similares han sido desarrollados para regiones secas y para suelos de montañas altas con influencia volcánica; debe enfatizarse que tales esquemas son lineamientos básicos y no nos liberan de la necesidad de realizar estudios directos de los suelos en casos específicos.

2.2 El ajuste de las especies

2.2.1 General

Revelar la relación de las distribuciones de las especies a la variación ambiental - los gradientes ambientales - siempre ha sido uno de los propósitos principales de la ecología. En términos muy generales, dichas distribuciones responden a la variación de manera paulatina. Las especies no aparecen repentinamente cuando se alcanza un valor crítico de la intensidad de una condición o la disponibilidad de un recurso, sino que sus abundancias y las medidas de

su "desempeño"; tales como el crecimiento y la fecundidad, aumentan gradualmente para alcanzar picos en ambientes óptimos, y luego decaer. Si se grafica la repuesta de una especie a un gradiente ambiental, la expectativa es que resultará una curva en forma de una campana (Begon et al., 1986; Fig. 5a). En la Fig. 5b, también tomado de Begon et al. (1986), se aprecia los resultados de un estudio de la respuesta de las especies arbóreas de un bosque templado a un gradiente de humedad del suelo. Aunque las distribuciones en este caso son parcialmente el resultado de la competencia interespecífica, las curvas de respuesta de las especies al gradiente de humedad también tienen, aproximadamente, la forma de una campana. También se puede apreciar que en el bosque estudiado, la mayoría de las especies están presentes por todo el rango de condiciones de humedad - lo que varía son sus abundancias.

La situación representada por el ejemplo de la Fig. 5b resulta ser bastante generalizada. Por lo general, la variación ambiental es gradual y continua y la variación florística toma la misma forma. En un determinado sitio, muchas especies tendrán distribuciones amplias y estarán presentes por un rango amplio de condiciones ambientales.

2.2.2 Clima, suelo y su interacción: el caso de *Quassia amara*

El presente resumen está basado en un estudio de Villalobos (1995), en el que se establece la distribución de *Quassia amara* en Costa Rica, y se caracteriza la ecología de las poblaciones de esta especie en distintas condiciones ambientales de su ámbito de distribución.

A manera de introducción diremos que la especie *Q. amara* es un arbusto de 3 a 6 m de alto y muestra un dap, que según un estudio en Talamanca, Costa Rica, puede promediar unos 2 cm (aunque el máximo registrado alcanzó los 6 cm) (Holdridge y Poveda, 1975; Ling, 1991). Esta especie se encuentra comúnmente bajo el dosel del bosque y ha sido muy utilizado como insecticida natural, y como medicina, debido a los principios amargos que muestra su madera (García et al., 1995).

El estudio de Villalobos (1995), considera los aspectos que pudieran estar afectando la distribución de *Q. amara* ya sea a través de todo el territorio costarricense - a nivel de zona de vida, dentro de la jerarquía ambiental - y más específicamente en sitios o lugares dentro de una determinada área del bosque - a nivel de asociación, dentro de cada zona de vida. La primera parte de su estudio consistió en buscar información que pudiera señalar las limitantes posibles de la distribución de esta especie en un sitio, la cual a continuación se detalla.

El área donde se encuentra *Q. amara* abarca cerca del 50% del área del país, siendo su presencia más evidente, en términos de zonas de vida, en el piso basal del bosque húmedo y muy húmedo tropical y sus transiciones. La mayoría de las localidades donde se reporta la especie se ubican en bosques húmedos o muy húmedos; sin embargo, la especie se reportó, aunque en una minoría de los casos, también en el bosque seco. *Q. amara* parece no encontrarse en las zonas de vida de bosque montano bajo y montano, lo que sugiere que un factor relacionado a la altitud, tal vez la temperatura, es el causante de limitar su distribución. La localidad de mayor altitud de las muestras de la especie se ubica a unos 500 msnm.

La poca ocurrencia de *Quassia amara* en climas secos y su ausencia en climas muy húmedos, puede indicar limitaciones en la distribución por el factor humedad. La especie muestra una mayor abundancia en la costa Atlántica sur y va disminuyendo conforme se desplaza hacia el norte de la costa Atlántica, donde está aparentemente ausente. Esto parece seguir el mismo gradiente en cuanto a la disminución de la precipitación en los meses de enero a abril, la cual es más marcada en la costa Atlántica sur que en el norte. Los promedios de brillo solar pudieran ser otro factor que limite su distribución, comportándose de manera opuesta a la precipitación (mayor entonces en la costa Atlántica sur que en el norte).

Con base en toda esta información básica, Villalobos (1995) realizó giras a diferentes regiones del país para tratar de identificar, a través de estudios más detallados de poblaciones de *Q. amara*, los factores que condicionan su distribución.

La metodología utilizada consistió en determinar la densidad de las poblaciones, a lo largo de un transecto que se dirigía en sentido de un gradiente ambiental. Se encontró que la distribución de la especie en el Pacífico Norte, donde se da la época seca más marcada del país, se produjo exclusivamente en el bosque de galería, cuyos suelos tienen menos limitaciones de humedad; *Q. amara* desaparece en sitios alejados de los cauces permanentes de agua (Fig. 6a).

Por otra parte, en regiones con precipitaciones mayores y bien distribuidas a lo largo del año, como en Talamanca (Zona Atlántica sur), la especie no se encontró en el fondo de los valles sino en las cimas, donde los sitios tenían mejor drenaje (Fig. 6b). Lo anterior estableció que *Q. amara* requiere un nivel mínimo de disponibilidad de agua en el suelo, a lo largo del año, por debajo del cual no puede desarrollarse; sugiere también que en condiciones de alta precipitación es necesario la existencia de suelos con buen drenaje.

La disponibilidad de luz constituyó otro de los factores de estudio, y pudo establecerse como la especie presentó mayores densidades en sitios topográficamente más expuestos a la luz, como son las cimas (zona húmeda) y los bosques de galería (zona seca); globalmente, la especie es más abundante en los bosques de galería de la zona seca que en cualquier otra parte de su distribución geográfica, posiblemente por que allí, los niveles de irradiación son mayores.

2.2.3 Diferenciación de nichos de especies de dosel superior en un bosque natural secundario

En un estudio realizado en Costa Rica en un bosque secundario tropical de tierras bajas de la tercera fase de sucesión (aproximadamente con 28 años de edad), se evaluó el efecto de la variación del sitio sobre la productividad de dos de las especies dominantes: *Vochysia ferruginea* y *Cordia alliodora* (Herrera, 1996). Para ello se distribuyeron 36 parcelas de 20 x 20 m, a través de un área de 29.7 ha del bosque y en sitios dominados por *V. ferruginea* (64% del total de parcelas) y *C. alliodora* (33%). Las parcelas se instalaron de tal forma que abarcaran todos los posibles micrositios, y por tanto todas las condiciones de crecimiento de las poblaciones de las dos especies. Se buscaron sitios que presentaran un solo tipo de suelo y, como el estudio buscaba orientar la planificación del manejo del bosque para producción de madera, que mostraran pendientes inferiores a 50%.

En cada una de las parcelas de 400 m², se determinó la estructura y composición florística, registrándose el dap y la altura total de todas las especies ≥ 10 cm de dap. Se realizó además un estudio de la fertilidad del suelo, muestreándose un total de 25 de las 36 parcelas de 400 m². Dentro de las parcelas consideradas, se analizaron los contenidos de P, K, Cu, Zn, Mn, Ca, Mg, S, Fe, B, materia orgánica, pH, acidéz intercambiable y textura, para los horizontes A (0 - 12 cm de profundidad) y B (12 - 30 cm). Variables topográficas como grado de pendiente (medida con clinómetro) y la posición de la parcela en la pendiente (parte alta, media y baja) fueron también registradas.

Los resultados mostraron que ambas especies presentaban patrones diferentes de distribución dentro del bosque (Figura 7). *V. ferruginea* presentó una mayor abundancia en 24 de las 36 parcelas establecidas (67% del total de área muestreada). Doce parcelas no contenían ningún individuo de *C. alliodora* (33% del área total), mientras que *V. ferruginea* estuvo ausente en solamente 7 parcelas de 400 m² (19% del área total). En los sitios en que ambas especies estuvieron presentes, se observó una mayor dominancia de *V. ferruginea* que fue más abundante en el 70% de éstos.

Al distribuir los grupos de variables edáficas en los sitios que dominaban *V. ferruginea* y *C. alliodora*, se encontró que estas especies se distribuían en el bosque de acuerdo a una gradiente edáfica y topográfica. Tal como lo demuestra la Figura 8, en los sitios donde *C. alliodora* dominó, la acidéz intercambiable en los primeros 12 cm fue con mayor frecuencia baja, mientras que en los sitios asociados con *V. ferruginea*, la acidéz intercambiable fue mayor. Se estableció además que *V. ferruginea* prefiere sitios con mayor pendiente que *C. alliodora* (promedios de 33 y 20% respectivamente), y también que muestra menos exigencia en cuanto a condiciones de fertilidad, desarrollándose en suelos más pobres, con menores concentraciones de Ca, Mg y K, Cu y S. En cuanto a condiciones físicas, *V. ferruginea* se estableció en suelos más pesados, con un contenido mayor de arcilla hasta los 30 cm de profundidad (Cuadro 1).

La variable altura dominante (promedio de la altura de los árboles más altos) en *C. alliodora* no presentó correlación alguna con ninguno de los factores edáficos estudiados, mientras que para *V. ferruginea*, las mayores alturas dominantes se asociaron con sitios de bajos contenidos de arcilla hasta los 12 cm de profundidad; menores contenidos de P, Fe y materia orgánica, y mayores contenidos de Cu.

2.2.4 Variaciones de la productividad en plantaciones de especies de uso múltiple

En un estudio que evalúa los efectos ambientales sobre la productividad de tres especies de plantaciones de corta rotación, a saber: *Eucalyptus camaldulensis*, *Leucaena leucocephala* y *Gliricidia sepium*, Campos (1989), analizó los

datos de varios cientos de parcelas de muestreo permanentes, establecidas en 6 países de Centro América por el proyecto MADELEÑA del CATIE. Contó con información de 498 sitios experimentales, datos climáticos de 563 estaciones meteorológicas, descripciones y clasificaciones de 238 perfiles de suelo y 1038 análisis químico y físico de muestras de suelo. Un total de 76 variables ambientales fueron incluidas para relacionarlas con la productividad de las especies. La medida de productividad se estableció como la altura promedio de los 100 árboles dominantes, (más altos), siendo este valor lo que se conoce también como índice de sitio.

La variable que mostró la mayor asociación con el índice de sitio fué la altitud, llegando a presentar un coeficiente de correlación de -0.63 y -0.52 para las especies *E. camaldulensis* y *L. leucocephala*, respectivamente.

Los resultados (Fig. 9) mostraron que *E. camaldulensis* prefería suelos secos, mientras que *L. leucocephala* y *G. sepium* prefirieron sitios más húmedos. En forma similar, *E. camaldulensis* creció mejor en suelos de textura liviana, en tanto las otras dos especies prefirieron suelos pesados. *L. leucocephala* y *G. sepium* mostraron una asociación positiva con contenidos de materia orgánica en el suelo, mientras *E. camaldulensis* respondió negativamente a la misma variable. Como consecuencia de esto, *L. leucocephala* y *G. sepium* fueron positivamente asociadas con suelos con mayor capacidad de retención de agua.

En cuanto a la fertilidad de los suelos, *E. camaldulensis* creció mejor en suelos con altos contenidos de bases, mientras que *G. sepium* lo hizo mejor en suelos con mayores contenidos de micronutrientes como Zn, Cu, y Mn. Altos contenidos de Cu en el suelo ocasionaron menores crecimientos en *E. camaldulensis*

3. LA RADIACION SOLAR Y LOS GREMIOS DE REGENERACION

3.1 *Los microclimas de los ecosistemas forestales tropicales, con referencia especial a la radiación solar*

De acuerdo con el curso I, tema I, el microclima de una comunidad vegetal es el conjunto de variables del ambiente aéreo - intensidad de la radiación solar, temperatura, humedad relativa del aire, etc. - a que se expone la planta individual o la comunidad en general. El microclima es diferente al clima general local debido a la influencia de la superficie terrestre y, más importante, la misma vegetación; finalmente, la vegetación y su microclima están acopladas, de manera que un cambio en el estado de uno de los dos efectuará un cambio en el estado del otro (curso I, tema I).

El microclima de un bosque tropical cualquiera varía fuertemente en el espacio - de un punto a otro en un momento dado - y en el tiempo - o sea, también es sumamente dinámico. Un enfoque conveniente para describir, de manera general, los microclimas de bosques tropicales es de tomar por separadas, la variación espacial en el plano horizontal, la variación espacial en el plano vertical, y la variación en el tiempo. Consideraremos la radiación solar como elemento principal del microclima, por su importancia sobresaliente como recurso limitante en el crecimiento dentro de los bosques, y su papel preponderante en la determinación de la magnitud de otros factores de microclima tales como la temperatura y la humedad relativa (véase los principios básicos sobre la radiación solar como recurso para las plantas identificadas en el curso I, tema I).

En el plano vertical, por supuesto, la intensidad de la radiación solar disminuye conforme disminuye la altura dentro del bosque. Del total de radiación incidente sobre el dosel superior, una proporción es reflejada de nuevo hacia arriba: esta proporción es conocida como el *albedo*. La tasa exacta de disminución de la intensidad de la radiación dentro del bosque depende de las características del mismo, tales como la disposición vertical de las masas foliares y el área foliar (el área de follaje expresada por unidad de área superficial del terreno). En la Fig. 10a se aprecia un ejemplo, tomado de un estudio de la variación de la radiación fotosintéticamente activa (RAFA) en un bosque húmedo tropical natural de Asia. Cabe señalar como generalidad que comúnmente, la intensidad de la RAFA cerca del piso de un bosque denso y alto puede ser de apenas 2%, o menos, de la iluminación plena incidente sobre el dosel del bosque.

La variación de la radiación solar en el plano horizontal, de un punto a otro dentro del bosque, depende de la variación de la apertura del dosel, que depende a su vez de los disturbios y otros procesos de cambio dinámico que presenta un bosque determinado (Tema III). En bosques primarios donde la formación de claros por caída de árboles es común, la variación en el plano horizontal, tanto en el espacio como en el tiempo, es marcada. La Fig. 10a muestra la variación de la cantidad total diaria de la RAFA, al piso del bosque alrededor de un claro recién formado. Nótese de que aún en el centro del claro, llega solamente un 30% de la RAFA que contiene una iluminación plena en campo abierto: un claro, en cuanto a sus condiciones microclimáticas, es muy lejos de ser un campo abierto, debido a que está sombreado en la mañana y en la tarde por la vegetación alta que lo rodea. Por lo general, la cantidad de RAFA aumenta conforme aumenta el tamaño del claro. La cantidad de RAFA que alcanza el piso del bosque cambia rápidamente después de la formación de un claro, conforme se regenera la vegetación en el (Fig. 11). Por otra parte, en bosques coetáneos (bosques plantados y bosques naturales secundarios) la formación de claros es mucho menos frecuente y, por ende, se puede esperar un microclima relativamente más uniforme dentro del bosque. Es obviamente importante tomar en cuenta que la cantidad de RAFA que alcanza el piso de un bosque coetáneo variará con el grado de desarrollo del bosque. Ford (1984) señala que en plantaciones de coníferas de zonas templadas, la mayor parte de la RAFA es interceptada antes de alcanzar el piso del bosque cuando la plantación está apenas a un 20-25% de su altura final; puede haber un aumento luego debido a cambios de las características del dosel (Fig. 10b).

3.2 El ajuste de las especies: Introducción

Las especies arbóreas tropicales son muy numerosas. ¿Poseen todas un nicho distinto (Curso I, Tema III), o podemos agrupar especies que presentan nichos parecidos en grupos ecológicos o gremios? Es ampliamente (aunque no universalmente) reconocida la existencia, entre las especies arbóreas de probablemente la mayoría de los bosques densos del mundo, de cuatro o cinco grupos ecológicos de especies de características biológicas y ecológicas muy parecidas (ver, por ejemplo, Whitmore 1982). Adoptando el planteamiento de Terborgh y Robinson (1986), a dichos grupos ecológicos se les puede llamar *gremios*, definiéndose éste término como un grupo de especies que utilizan los mismos *recursos* (curso I, tema I) del ambiente de la misma manera.

Con respecto a bosques, estas especies comparten no sólo patrones generales de regeneración natural y potencial de crecimiento, sino también de propiedades de madera y usos generales. El análisis de los gremios de especies forestales, al integrarse con los conocimientos de las gradientes que presentan los recursos y las condiciones del ambiente, permite una mayor comprensión de los bosques naturales y su dinámica, tanto como de las especies de plantaciones, su comportamiento y el potencial de nuevas especies para la plantación.

Esta sección del presente pretende realizar un análisis básico completo de los gremios de especies forestales y sus características biológicas y ecológicas. Primero, se intenta evaluar la terminología usada con respecto a los gremios de especies forestales y establecer normas que serán usadas en el presente. La sección más importante de la presentación es la que describe los gremios y sus características, dándose ejemplos de cada gremio, tanto de especies nativas de los bosques tropicales de América como de especies exóticas.

En cuanto a los tipos de bosque que analizaremos, el énfasis principal se da sobre los bosques húmedos tropicales de tierras bajas. Sin embargo, en evaluaciones más cortas, tomaremos en cuenta las variaciones entre tipos de bosque en términos de la presencia y la importancia de los diferentes gremios en distintos tipos de bosque. Así, mencionaremos los gremios de especies arbóreas de los bosques montañosos del trópico americano, los bosques secos de tierras bajas, y, de último, el caso especial de los pinos (*Pinus* spp.).

Aquí además comenzamos a ver como las características de cada gremio determinan el comportamiento de sus especies en bosques naturales y en sistemas artificiales. Se profundiza sobre este aspecto de los gremios en los temas posteriores.

3.3 Los gremios de regeneración

Una evaluación de las características biológicas y ecológicas de las especies forestales tropicales revela una correspondencia general al marco teórico de especies de reproducción pródiga (especies r) y especies de reproducción prudente (especies K ; ver el tema II, curso I).

Por un lado, existen grupos muy bien definidos de especies de crecimiento muy rápido y reproducción precoz que colonizan sitios efímeros, aislados y que se presentan de forma no predecible tales como los claros naturales en el bosque (tema III). A estas especies comúnmente se les llama pioneras (el uso de los términos es analizado más adelante).

Por otro lado hay especies de estatura grande a la madurez las cuales en sus etapas inmaduras crecen lentamente a la sombra del bosque maduro, un ambiente relativamente extenso y predecible. Otros grupos de características intermedias pueden ser identificadas.

Sin embargo, es muy importante la aclaración de que las especies forestales no se asignan a gremios según los criterios de ciclo de vida. Más bien, las agrupaciones se hacen en primera instancia con respecto al comportamiento de las especies ante las gradientes ambientales más importantes dentro de los ecosistemas boscosos. Resulta que las agrupaciones hechas con base en tales criterios muestran una relación fuerte con los tipos de ciclo de vida, como veremos más adelante. No obstante, primero es importante determinar cuales son las gradientes ambientales más importantes para la clasificación de las especies forestales.

En la mayoría de los bosques de tierra firme, las gradientes ambientales más importantes son las que presenta la luz (ver el curso I, tema I). Las especies forestales, entonces, se clasifican con respecto a su respuesta a la variación que presenta este recurso. Las preferencias que muestren las especies en cuanto a las condiciones de suelo (ver el tema II) se consideran secundarias, pues la luz es el factor limitante más importante con respecto a la regeneración exitosa.

De manera de explicación de este punto, imaginémos que especie forestal hipotética es intolerante a la sombra y prefiere terrazas aluviales fértiles. Aunque encuentre el suelo que requiere, no podrá crecer en él si no hay una apertura en el dosel por donde entra la luz. Inclusive, sembrada en otros tipos de suelo crecerá en algunos, sobretodo cuando no hay competencia con otras especies; pero nunca en ninguna situación, crecerá a la sombra.

La luz toma importancia sobresaliente en aquellos bosques donde los recursos del suelo rara vez llegan a ser limitantes para el crecimiento, como es frecuentemente el caso en bosques húmedos naturales de tierras bajas. En el presente, adoptaremos el supuesto de que tales sitios son *favorables*.

Hay, sin embargo, circunstancias en las cuales los recursos del suelo si se vuelven limitantes - por ejemplo, cuando se trata de un sustrato muy poco fértil como una terraza aluvial recién depositado o un derrumbe que expone el subsuelo o la roca madre. Además, puede ser que en el ecosistema interviene un factor ajeno o antropogénico tan impactante que su importancia para la vegetación es mayor que la de la luz o la del suelo - por ejemplo, el fuego.

Sitios de sustrato muy poco fértil, o frecuentemente quemados, pueden clasificarse en términos generales como *hostiles*. Hay especies arbóreas que no se presentan en la vegetación de sitios favorables, pero que muestran adaptaciones claras al crecimiento en sitios hostiles. Establecido este hecho ecológico, queda clara la necesidad de clasificar por separado las especies de sitios favorables y las de sitios hostiles. En el desarrollo de este tema, entonces, se plantea primero una clasificación de gremios de especies arbóreas de sitios favorables - efectivamente, las especies de bosques húmedos de tierras bajas. Luego, al tomarse en cuenta otros tipos de bosque, se describen algunas situaciones de sitios no favorables en las cuales la luz no es el factor predominante en la ecología de los bosques.

3.4 Terminología y definiciones

Para los interesados, la terminología diversa aplicada a los gremios de especies forestales se discute en el anexo 1. En el presente, adoptaremos términos escogidos según los factores biológicos y ecológicos más importantes que determinan el comportamiento de las especies: sus requerimientos con respecto a los recursos y las condiciones del ambiente, y su historia de vida en el marco de la selección r y la selección K. La terminología adoptada aquí se originó en el trabajo de forestales franceses como Mangenot.

En bosques húmedos tropicales al igual que en muchos tipos de bosque denso, el recurso principal en la determinación del comportamiento de las especies es la luz, razón por la cual se mantiene en la terminología referencia a la tolerancia y intolerancia (curso I, tema I). A las especies intolerantes se les denominará *heliófitas* y a las tolerantes, *esciófitas*.

Con respecto a historia de vida, se puede identificar una tendencia pródiga o de "r" en las especies intolerantes de vida corta y crecimiento rápido. Al respecto, hay una tendencia intermedia en las intolerantes de vida relativamente larga (las especies secundarias tardías de la terminología de Budowski). Así identificamos dos grupos de especies intolerantes: las especies *heliófitas efímeras* y las especies *heliófitas durables*. Se da por supuesto que las esciófitas son de vida larga.

3.5 Biología y ecología de los gremios de especies forestales de los bosques húmedos tropicales de tierras bajas

3.5.1 General

Un resumen de las características biológicas y ecológicas más importantes de los gremios identificados en el acápite anterior puede ser apreciado en el Cuadro 2, mientras que las características de las semillas y plántulas de especies de los diferentes gremios son ilustradas en las Figs. 12 y 13. En términos generales, el espectro de tipos de especie entre los extremos representados por los gremios *heliófitas efímeras* y *esciófitas* totales corresponde a la base teórica de especies r y especies K. Ninguno de los gremios planteados está adaptado a sitios hostiles según lo planteado en la sección anterior.

Entre el gremio de las *heliófitas efímeras* (las pioneras, conocidas por muchos) se encuentran especies de los géneros *Cecropia*, *Heliocarpus*, *Ochroma* y *Trema* (guarumó, burío, balsa y capulín según los nombres comunes usados en Costa Rica). Las sus características juegan un papel fácilmente reconocible en la rápida colonización y ocupación de sitios abiertos; producción a una edad precoz de una gran cantidad de semillas ampliamente diseminadas y presentes, vivas y enterradas; en el banco de semillas del suelo tanto de bosques primarios como de parcelas cultivadas; alta capacidad fotosintética en buena iluminación permitiendo un crecimiento muy rápido con la asignación de una proporción relativamente alta de los recursos conseguidos a la producción de más hojas y a la reproducción.

Esta serie de características constituye una adaptación impresionante a la explotación de sitios abiertos. Por otra parte, puede ser vista como una especialización extrema que falla en cualquier otro tipo de sitio. Los sistemas fotosintéticos de estas especies son muy ineficientes en condiciones de sombra (curso 1, tema 1) y las *heliófitas efímeras* carecen de la capacidad de regenerarse en dichas condiciones. Además, la asignación de una alta proporción de los recursos a la producción de tejidos fotosintéticos y reproductivos no es compatible con una vida larga. Una de las consecuencias de esta estrategia es que la madera de las *heliófitas efímeras* es liviana, suave y de poca fuerza y resistencia, factor que indudablemente contribuye a limitar la vida de estas especies a 10-15 años (hasta tal vez 35-40 años en condiciones favorables), además de limitar bastante la calidad de la madera y por ende, el potencial de las especies en plantaciones. La única especie de este grupo del trópico americano que ha encontrado un uso comercial

importante es la balsa (*Ochroma lagopus*).

Las especies del gremio de heliófitas efímeras pueden regenerarse y completar sus ciclos de vida solamente en sitios abiertos relativamente extensivos; ejemplos incluyen terrazas aluviales nuevos, deslizamientos y claros causados dentro del bosque primario por la caída de varios árboles de dosel superior (tema III).

Las especies heliófitas durables son representadas por especies bien conocidas como *Cedrela odorata* (cedro), *Ceiba pentandra* (ceiba), *Swietenia* spp. (caoba) y los géneros *Qualea* y *Vochysia* (areno, botarrama, San Juan, mayo y otras) de la familia Vochysiaceae. Especies comunes pero menos conocidas del gremio incluyen *Apeiba membranacea* (peine de mico) y *Goethalsia meiantha* (guácimo blanco). Su estrategia es en términos relativos una versión menos extrema de la de las heliófitas efímeras, el conjunto de características permitiendo la explotación de sitios abiertos y a la vez, una estatura de grande a muy grande y una vida relativamente larga. En términos sencillos, estas especies no llegan tan rápidamente a los sitios abiertos como las heliófitas efímeras, pero se apoderan de dichos sitios después de que las efímeras desaparecen y los ocupan por un período mucho más largo. La capacidad fotosintética de las heliófitas durables es intermedia y el crecimiento rápido, el patrón de asignación de recursos produciendo una capacidad de incremento diamétrico anual de hasta 2-3 cm y maderas de moderadamente livianas a moderadamente pesadas (P.E.B. de 0.3 - 0.45, cuadro 1). De acuerdo con la reseña de la fisiología de las especies vegetales intolerantes en el curso I, tema I, el PCL es alto y la fotosíntesis en condiciones de sombra ineficiente. La reproducción puede ser muy precoz en las condiciones más favorables, (empezando a veces a tan solo cinco años de edad) las cuales se presentan más a menudo en bosques secundarios. En bosques primarios la reproducción parece ser suprimida hasta que el árbol se establezca con su copa en el dosel superior.

Las semillas varían en tamaño entre pequeñas y medianas (Fig. 12). Por lo general llevan pocas reservas para mantener a la plántula recién emergida y los cotiledones son fotosintéticos y deben encontrar buenas condiciones de iluminación. Varias estrategias de diseminación de semillas se presentan; la diseminación por aves y murciélagos generalistas es común y la frecuencia de la diseminación por el viento es más alta en este gremio que en cualquier otro. No se debe imaginar que la diseminación por el viento es más eficaz que por agentes vertebrados, por lo menos en el trópico húmedo; lo contrario parece ser el caso (Howe y Smallwood, 1982; Whitmore, 1984). A diferencia de las HE, pocas especies de HD tienen semillas de vida larga presentes en el banco de semillas (ver Prévost, 1981; Putz, 1982), aunque las plántulas de muchas especies son capaces de sobrevivir hasta un año o más a la sombra y pueden responder si se abre un claro (Finegan, observaciones personales).

El rango de sitios que las HD pueden colonizar exitosamente es más amplio que el de los HE. Las HD colonizarán todos los sitios aptos para las HE que fueron enumerados arriba, pero además, son capaces de establecerse en claros relativamente pequeños dentro del bosque primario de los cuales las HE son excluidos. Sin embargo, su intolerancia suprime su regeneración a la sombra. El gremio de las heliófitas durables incluye a la vez algunas de las especies forestales comerciales más importantes de los bosques tropicales (algunas fueron mencionadas arriba) y un gran número de especies potenciales. La combinación en este gremio del crecimiento rápido con maderas de propiedades de aceptables a muy buenas lo hace sumamente interesante para la producción forestal, tanto en bosques naturales como en plantaciones y sistemas agroforestales. Cabe señalar que las especies exóticas más ampliamente utilizadas en sistemas artificiales también proceden del gremio HD; ejemplos son *Eucalyptus deglupta*, *Gmelina arborea*, *Pinus caribea* y *Terminalia ivorensis*.

Ejemplos de las esciófitas son las especies del género *Virola*, común y de muy amplia distribución en los bht de América, *Carapa guianensis*, las *Lecythis* spp. y *Pentaclethra macroloba*, especie muy abundante en los bht de la zona atlántica de Centroamérica. La poca información disponible sobre las características fotosintéticas de la esciófitas indica que, de acuerdo con principios básicos (curso I, tema I) el aparato fotosintético se satura a niveles relativamente bajos de iluminación y que el PCL es bajo. Sin embargo, en condiciones de bosque natural, probablemente todas las esciófitas tienen la capacidad de aumentar su crecimiento al abrirse un claro en el bosque (suceso que puede implicar, como se vio en el acápite 3.1, un aumento de la intensidad de la RAFA de 1% en el sotobosque a más de 20% en un claro nuevo). El patrón general de asignación de recursos es de un crecimiento más lento y mayor inversión en la

producción de estructuras permanentes más duraderas que las de las heliófitas. Esto es puesto en evidencia por la mayor fuerza y densidad de las maderas (de moderadamente pesadas a muy pesadas, P.E.B. 0.45 - 0.9). La duración máxima de vida de tal vez 450 años (ver Peralta et al., 1987) o más muestra una de las consecuencias biológicas claras del patrón de asignación de recursos. Las semillas y plántulas de las esciófitas son de tamaño de mediano a grande (Figs. 12 y 13). En cuanto a la biología de las semillas y de la germinación, el patrón más importante es de cotiledones que funcionan como órganos de almacenamiento de reservas que son mobilizadas en las primeras etapas de la vida de la planta y permiten el crecimiento en condiciones adversas de sombra.

Ejemplos de este patrón son las especies *Virola sebifera* y *Minquartia guianensis* en las cuales la germinación es epígea pero los cotiledones permanecen dentro de la testa de la semilla, la cual probablemente les da un grado de protección contra los depredadores. En *Pentaclethra maculosa* y *Carapa guianensis* la germinación es hypógea; en la primera, los cotiledones son verdes y posiblemente cumplen una doble función de almacenamiento y fotosíntesis. Sin embargo, en *Carapa*, permanecen dentro de la testa. El crecimiento que puede realizar una planta en base a las reservas de las semillas es a veces impresionante; hasta 15 cm o más de altura en *Minquartia guianensis* y más en *Carapa*. Las semillas relativamente grandes de las esciófitas son muy apetecidas por la vida silvestre, sobretudo los roedores que pueden consumir grandes cantidades de la producción. Sin embargo, en épocas de abundancia roedores como el tepezcuínte (*Dasyprocta punctata*) se llevan y entierran semillas; como al animal siempre se le escapan algunas de las semillas enterradas, así se logra la diseminación de la especie. Otro aspecto ecológico importante de las semillas de las esciófitas es su baja capacidad de tolerar altas temperaturas y condiciones de suelo seco. A menos que las semillas estén enterradas, el porcentaje de germinación en estas condiciones es muy baja y este factor puede limitar la colonización de sucesiones tempranas o los centros de claros muy grandes en el bosque (tema III).

A pesar de las consideraciones del párrafo anterior, queda claro las esciófitas son capaces de regenerarse y crecer en un rango muy amplio de condiciones ambientales. En términos del ciclo de regeneración del bosque, las esciófitas pueden regenerarse en cualquiera de sus fases en cualquier momento. El contraste con los requerimientos estrictos para la regeneración de los dos gremios de heliófitas es instructivo y ayuda a comprender porque los bht maduros son dominados por esciófitas (temas II y III). Es por estas razones que algunos autores manejan el concepto de un gremios de especies *generalistas*, sin preferencias marcadas en cuanto a los micrositios donde se regeneran dentro del bosque.

En términos generales, la esciófitas representan una estrategia biológica opuesta a la de los dos gremios de heliófitas. Sus atributos (capacidad fotosintética, asignación de recursos, tamaño de semillas, etc.) corresponden a las expectativas teóricas para especies K. Esto se comprende al tomarse en cuenta que las esciófitas pueden regenerarse en cualquier fase del ciclo de regeneración, por lo cual se puede considerar que su hábitat es relativamente permanente y predecible, a diferencia de los claros que requieren las heliófitas.

3.5.2 estructuras poblacionales: distribuciones diamétricas

La estructura de una población es la representación proporcional de las diferentes etapas del desarrollo de la especie en ella. En el curso I, tema II, vimos una población del venado rojo estructurada según las edades de los individuos. Allí se estableció como el estudio de las estructuras de las poblaciones es muy importante en el análisis de su dinámica, pues variables muy importantes como la capacidad reproductiva y la mortalidad son fuertemente relacionadas a la etapa de desarrollo. En poblaciones de especies forestales en bosques naturales tropicales es, por lo general, imposible establecer la edad de los árboles. Por lo tanto, la estructura de la población se determina clasificando los árboles por su tamaño, normalmente por el diámetro a la altura del pecho (dap). El no poder determinar la edad de los árboles, de todas maneras, no es muy serio. Las plantas en general son mucho más plásticas que los animales y muchas existen en diferentes grados de supresión debido a la competencia (curso I, tema III). Por esta razón, las plantas de una determinada edad pueden presentar un rango muy amplio de tamaños; esto es evidente al revisar, por ejemplo, una plantación forestal antes del primer raleo. Debido a esta plasticidad el tamaño de una planta es una variable de predicción mucho más confiable que su edad con respecto a la tasa de crecimiento de esa planta, su capacidad reproductiva, su riesgo de mortalidad y otros factores (Harper, 1977).

Así que se puede caracterizar una población vegetal en términos de la distribución del número de individuos por clases de tamaño: en el caso de los bht, el tamaño es representado por el dap (tema II). El estado actual de los conocimientos de los bosques húmedos tropicales nos permite el logro relativamente modesto de determinar que en bht *maduros* (y esta condición no debe olvidarse), los gremios de heliófitas y los de esciófitas presentan distribuciones particulares de formas muy distintas. Lo siguiente es resumido de Unesco/PNUMA/FAO (1980), donde el autor responsable fue el francés Rollet. La interpretación demográfica y ecológica de las distribuciones es del autor del presente. Lo siguiente no tiene aplicación en bosques secundarios, para los cuales el desarrollo de las distribuciones diamétricas se revisa en el tema II.

En términos generales, encontramos en los bht dos tipos de distribuciones diamétricas para árboles de dap ³ 10 cm o 20 cm. Una tiene la forma de una J invertida; el número de árboles disminuye conforme aumenta el diámetro. La otra es aproximadamente una recta, el número de árboles manteniéndose aproximadamente constante hasta alcanzar las clases diamétricas mayores cuando disminuye. Ha sido encontrado en un sinnúmero de casos que la J invertida es característica de las esciófitas y la recta, de las heliófitas (Fig. 14; Rollet, 1980).

Las formas de las distribuciones diamétricas parecen confirmar que el proceso de regeneración es muy diferente en los dos gremios. Las especies de ambos gremios están presentes en bosques primarios maduros, por lo cual se puede dar por supuesto que el proceso de regeneración de cada gremio es continua en un régimen ambiental y de perturbación natural constante.

Establecidos estos supuestos básicos, es justificable plantear que las distribuciones diamétricas representan, en términos generales, curvas de supervivencia (según lo planteado en el curso I, tema II, tomamos la distribución diamétrica como una tabla de vida tiempo-específico). En este sentido pareciera que hay muchos árboles esciófitas en las clases diamétricas menores, que sufren una mortalidad alta: por ello, la disminución del número de árboles conforme aumenta el diámetro. En cambio, el número de árboles heliófitas se mantiene aproximadamente constante conforme aumenta el diámetro, lo que indica que la mortalidad de árboles de dap ≥ 10 cm es muy baja.

Esta interpretación de la forma de las distribuciones diamétricas es explicable en términos de los sitios de regeneración de los dos gremios. Las heliófitas requieren claros para regenerarse. El crecimiento en estos sitios es rápido y se predice que la mortalidad se da en árboles de dap ≥ 10 cm; el árbol que alcanza 10 cm es vigoroso, con su copa bien ubicado, y tiene muy buenas posibilidades de alcanzar la madurez. Esta interpretación es respaldada por un estudio a largo plazo del crecimiento de un bht primario, que muestra que el crecimiento de las heliófitas durables es uniformemente rápido (Peralta et al., 1987). Por esto, la forma de la distribución diamétrica a partir de 10 cm dap. Hay menos heliófitas que esciófitas porque estas últimas se regeneran en cualquier fase del ciclo de regeneración, mientras que las heliófitas requieren claros.

Por otra parte, parece que un árbol esciófita puede alcanzar 10 cm dap y estar todavía en un micrositio desfavorable que lleva un alto riesgo de mortalidad. Esto es consistente con la regeneración en condiciones de sombra, sobretodo en la fase madura del bosque. El hecho de que hay árboles esciófitas de crecimiento muy lento o cero (Peralta et al., 1987) cuadra con esta interpretación.

3.6 Representación de los gremios en otros tipos de bosque

3.6.1 Los bosques tropicales montanos

Whitmore (1993; en prensa) en una revisión, concluye que a nivel mundial, la importancia de las heliófitas efímeras es muy reducida en los bosques tropicales de montañas altas (arbitrariamente, a elevaciones mayores de unos 1.500 m.s.n.m.). El no hace referencia concreta a los bosques montanos de centro- y suramérica, pero la literatura sobre estos parece confirmar su conclusión, como se verá a continuación.

En su composición los bosques montanos son muy diferentes a los de tierras bajas. En las montañas encontramos representantes de familias vegetales más conocidas en las zonas templadas como los robles y encinos del género *Quercus* (fam. Fagaceae). Especies de los géneros de heliófitas efímeras de tierras bajas como *Cecropia*, *Heliocarpus* y *Hampea* alcanzan elevaciones s.n.m. de tal vez 1.800 m en Costa Rica (Lawton y Dryer, 1980). A partir de dicha elevación, comienzan los bosques montano bajo y montano, en los cuales especies del comportamiento de las heliófitas efímeras no se encuentran (Blaser y Camacho, 1991; Rollet, 1984). Esto posiblemente se deba a la nubosidad del habitat, donde tal vez la RAFA disponible no es suficiente para permitir la presencia de especies altamente heliófitas de crecimiento rápido.

La especie de los bosques montanos costarricenses cuyo comportamiento más se parece al de las heliófitas efímeras de tierras bajas es *Schefflera* (anteriormente *Didymopanax*) *pittieri* (fam. Araliaceae). Ella coloniza los claros en bosques altos, además de formar rodales puros sobre materiales volcánicos nuevamente depositados (Lawton, 1990). Sin embargo, es una especie de vida larga que alcanza 60-70 cm de dap, presente en el dosel superior de bosques no perturbados (Blaser y Camacho, 1991). *S. pittieri*, pues, corresponde más al grupo de heliófitas durables.

Hay una especie pionera típica de los bosques montanos - *Alnus acuminata* (jaúl). Sin embargo, ella es una colonizadora de derrumbes, adaptada a las condiciones fisicoquímicas hostiles de estos, y que no se presenta dentro de los bosques altos (Burger, 1990). Por tratarse de una pionera de sitios hostiles, entonces, no la clasificaremos dentro del esquema de heliófitas y esciófitas.

Los estudios de los bosques montanos muestran, además de la ausencia de heliófitas efímeras, una dominancia de especies correspondiendo al gremio de esciófitas planteado arriba (Rollet, 1984 para Venezuela; Blaser y Camacho, 1991 para Costa Rica). Los robles y encinos de bosques montanos centroamericanos y las *Weinmannia* y las especies de la familia Lauraceae que abundan en ambas regiones figuran entre las esciófitas. Las heliófitas durables incluyen a *Schefflera*, ya mencionada y a los pinos lasos (*Podocarpus* spp., fam. Podocarpaceae) dominantes en Venezuela (aquellos lectores que deseen profundizar sobre este tema deben notar aquí otro problema de terminología. Los autores citados aplican los criterios y la terminología de Rollet para la asignación de especies a gremios. Desafortunadamente, Rollet emplea el término "semihelíofitas" para las especies cuyas características las ubican en las esciófitas según la posición del presente autor).

3.6.2 Los pinares de centroamérica

Nuestros conocimientos de las características ecológicas de los pinos se fundamentan en más de dos mil años de observación y utilización de estos árboles. El primer trabajo técnico sobre los pinos fecha de unos 300 años de Cristo, cuando ya se tenían conocimientos sobre la regeneración de las especies del mundo entonces conocido (Mirov, 1967). Los pinos tienen dos características ecológicas principales: son heliófitas, y toleran o tal vez prefieren sitios de sustratos de condiciones hostiles - a menudo, suelos poco profundos, poco fértiles y excesivamente drenados (Mirov, 1967). La estrecha interrelación entre muchos pinos y aquellos sitios que pueden considerarse hostiles indica que estas coníferas, aunque sean heliófitas, no deben clasificarse con las heliófitas durables de los bosques húmedos. El factor que remata los argumentos a favor de una clasificación distinta para los pinos es la importancia del fuego en su regeneración.

Agudelo (1990) recopila información sobre tres pinos importantes de centroamérica - *P. caribaea*, *P. oocarpa* y *P. maximinoi* - y muestra como los bosques puros de las primeras dos especies pueden regenerarse gracias al fuego que frecuentemente destruye la vegetación baja de los sitios que ocupan los pinos. Los pinos, por supuesto, toleran el fuego siempre que no sea demasiado frecuente o intenso, mientras que las demás especies que formarían bosques en los pinares no lo toleran. El fuego a la vez, crea micrositos abiertos donde el suelo mineral está expuesto, siendo tales sitios ideales para la regeneración de los pinos.

Si un pinar es protegido del fuego, el sotobosque está ocupado por la regeneración natural de especies latifoliadas, entre ellas robles y encinos (*Quercus* spp.) que reemplazarán a los pinos pues estos no son capaces de

regenerarse bajo su propia sombra. Denevan (1961) describe de manera muy elegante la ecología de los pinares del noroeste de Nicaragua, mostrando la importancia del fuego en mantener esta vegetación y como, antes de la llegada del ser humano, los bosques de la región eran de latifoliadas.

Los pinos, entonces, no los clasificaremos como heliófitas durables, sino como pioneros de sitios hostiles, dependientes del fuego antropogénico para mantener una ventaja competitiva sobre las especies latifoliadas.

3.6.3 Los bosques secos de tierras bajas

Los bosques secos son diferentes a los húmedos con respecto a su estructura, composición de especies y funcionamiento como componentes de ecosistemas, entre otras cosas. Sin embargo, no existe una definición clara, de aceptación general, del régimen climático en el que se forma un bosque seco tropical (Gerhardt y Hytteborn, 1992). Se acepta que el factor de importancia primordial en la formación de los bosques secos no es la precipitación anual total, sino la duración de la estación seca. Dentro de este contexto, Gerhardt y Hytteborn (1992) definen provisionalmente el régimen climático de los bosques secos como sigue: una estación seca de unos seis meses anuales, en uno o dos periodos, con una precipitación anual total entre 400 y 1.700 mm.

A diferencia de los bosques montanos, los bosques secos comparten muchas familias y géneros botánicos con los bosques húmedos de tierras bajas. Varias especies arbóreas tropicales se encuentran tanto en bosques húmedos como en bosques secos, entre ellas el ramón (*Brosimum alicastrum*) el cedro (*Cedrela odorata*) y el guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*). Sin embargo, a pesar del traslape marcado entre bosques húmedos y bosques secos en cuanto a elementos florísticos, la poca información disponible indica que hay diferencias importantes en cuanto a los factores que gobiernan el comportamiento ecológico de las especies. Se afirma indica porque, debido a la profunda alteración de la gran mayoría de los bosques secos tropicales del mundo por el hombre, es muy difícil conocer el ecosistema natural y sus características; cabe enfatizar que los efectos de la modificación del hábitat por el hombre se decantan aún dentro de los pocos parches de bosque aparentemente pristino (Janzen, 1993).

La diferencia más importante, por supuesto, se radica en la estación seca prolongada e intensa. Por periodos de seis meses del año, el agua se vuelve limitante hasta tal grado que, salvo en sitios cerca de ríos permanentes, la actividad vegetativa se reduce a un grado apenas detectable. Muchas especies arbóreas, por supuesto, botan sus al inicio de la estación seca y brotan nuevas hasta el inicio de las lluvias.

Con respecto a la representación de los gremios, dos diferencias notables entre los bosques secos y los bosques húmedos de tierras bajas se resaltan al revisar la literatura. La primera es el número muy reducido de representantes de las heliófitas efímeras, y la segunda es importancia de pioneras de sitios hostiles.

Trabajando en el noroeste de Costa Rica, la zona seca más conocida en América Latina desde el punto de vista de su flora y fauna, Janzen y Liesner (1980) enumeran solo dos especies correspondientes a las heliófitas efímeras, la balsa *Ochroma lagopus* y un guarumo, *Cecropia peltata*. Esta baja representación de las heliófitas efímeras en una zona seca entera puede compararse con la presencia de tal vez diez especies del gremio dentro de una sola finca de unas 400 ha en la zona húmeda del noreste del mismo país (Finegan, observaciones personales).

Las heliófitas efímeras, por supuesto, son un gremio de sitios favorables y una de las razones por las cuales hay pocas especies en los bosques secos puede ser que dichos bosques, durante la estación seca, pueden clasificarse como sitios hostiles. De hecho, los bosques secos parecen albergar muchas especies clasificables como pioneras de sitios hostiles. De hecho, los bosques secos parecen albergar muchas especies clasificables como pioneras de sitios hostiles; tales especies, entre las cuales figuran las *Lysiloma* (fam. Leguminosae) de centroamérica, llegan a dominar los bosques secundarios que se desarrollan bajo la influencia de la intervención humana (Janzen, 1983; Swaine et al., 1990).

Tomando en cuenta las diferencias ecológicas entre las zonas húmedas y las zonas secas, C. Sabogal (comunicación personal) plantea una clasificación ecológica de las especies arbóreas del pacífico seco de Nicaragua que

contempla no solo la luz, sino el conjunto de factores que pueden influir, incluyendo la influencia del hombre:

especies invasoras: las primeras especies de colonizar áreas grandes perturbadas por el hombre; son muy heliófitas pero el tolerar sustratos hostiles es una de sus características más importantes;

especies secundarias: especies menos agresivas que las anteriores, que colonizan sitios raleados dentro del bosque, además de mostrar tolerancia de sustratos hostiles;

especies sedentarias: necesitan del ambiente del bosque para establecerse. Ello no representa un requerimiento por la sombra, sino por el microclima y las condiciones edáficas menos extremos dentro de la matriz del bosque.

Anexo 1: Apuntes sobre terminología y definiciones para los gremios de regeneración

Para complementar lo planteado aquí, se recomienda el análisis más profundo de Clark y Clark (1987). Una selección de los términos encontrados en la literatura se encuentra en el trabajo de Clark y Clark y a continuación se hacen algunas observaciones sobre dichos términos. El autor del presente considera que es muy deseable que un término represente adecuadamente el fenómeno al cual se aplica y en este sentido muchos términos presentan problemas.

La división de las especies forestales en dos grupos, ya sean intolerantes y tolerantes (de uso generalizado) o pioneras y primarias (Swaine y Whitmore, 1988) es demasiado gruesa; cada categoría abarca una diversidad de estrategias y debe ser subdividida para mayor comprensión.

No parece ser deseable adoptar la terminología de Budowski (1965) pues da la impresión que las especies denominadas secundarias (tempranas y tardías) se encuentran solamente en bosques secundarios y que los bosques primarios son compuestos por especies primarias. Esta impresión es falsa; todas las especies están presentes en bosques primarios libres de la intervención humana (tema III). Asimismo la terminología de Denslow (1980) - que plantea tres gremios, especialistas en claros grandes, claros pequeños y el sotobosque, respectivamente - da la impresión (también falsa: tema III) que estos tres tipos de sitio son lo óptimo para las especies del respectivo gremio.

Dentro de este mismo contexto se descarta el término especies persistentes porque todas las especies persisten en los bosques naturales primarios.

Variable del suelo	<i>Vochysia ferruginea</i> (n = 24)	<i>Cordia alliodora</i> (n = 13)	p diferencia
	Mediana		
% Pendiente	34	15	**
Calcio ₀₋₁₂	4,8	6,9	*
Calcio ₁₂₋₃₀	3,1	3,7	*
Magnesio ₀₋₁₂	2,1	2,4	*
Magnesio ₁₂₋₃₀	1,4	1,7	*
Acidez ₀₋₁₂	0,6	0,3	**
Acidez ₁₂₋₃₀	1,2	0,6	**
Bases ₀₋₁₂	6,8	9,5	*
Bases ₁₂₋₃₀	4,7	5,3	*
Cobre ₀₋₁₂	26	30	*
Azufre ₀₋₁₂	40	35	*
% Arena ₀₋₁₂	26	33	**
% Arcilla ₀₋₁₂	56	52	**
%Arcilla ₁₂₋₃₀	61	54	**

Nota: ** $p < 0,01$, * $0,01 < p < 0,05$,

Cuadro 1. Medianas y probabilidad de encontrar diferencias para las propiedades del suelo, en sitios asociados con *V. ferruginea* y *C. alliodora*.

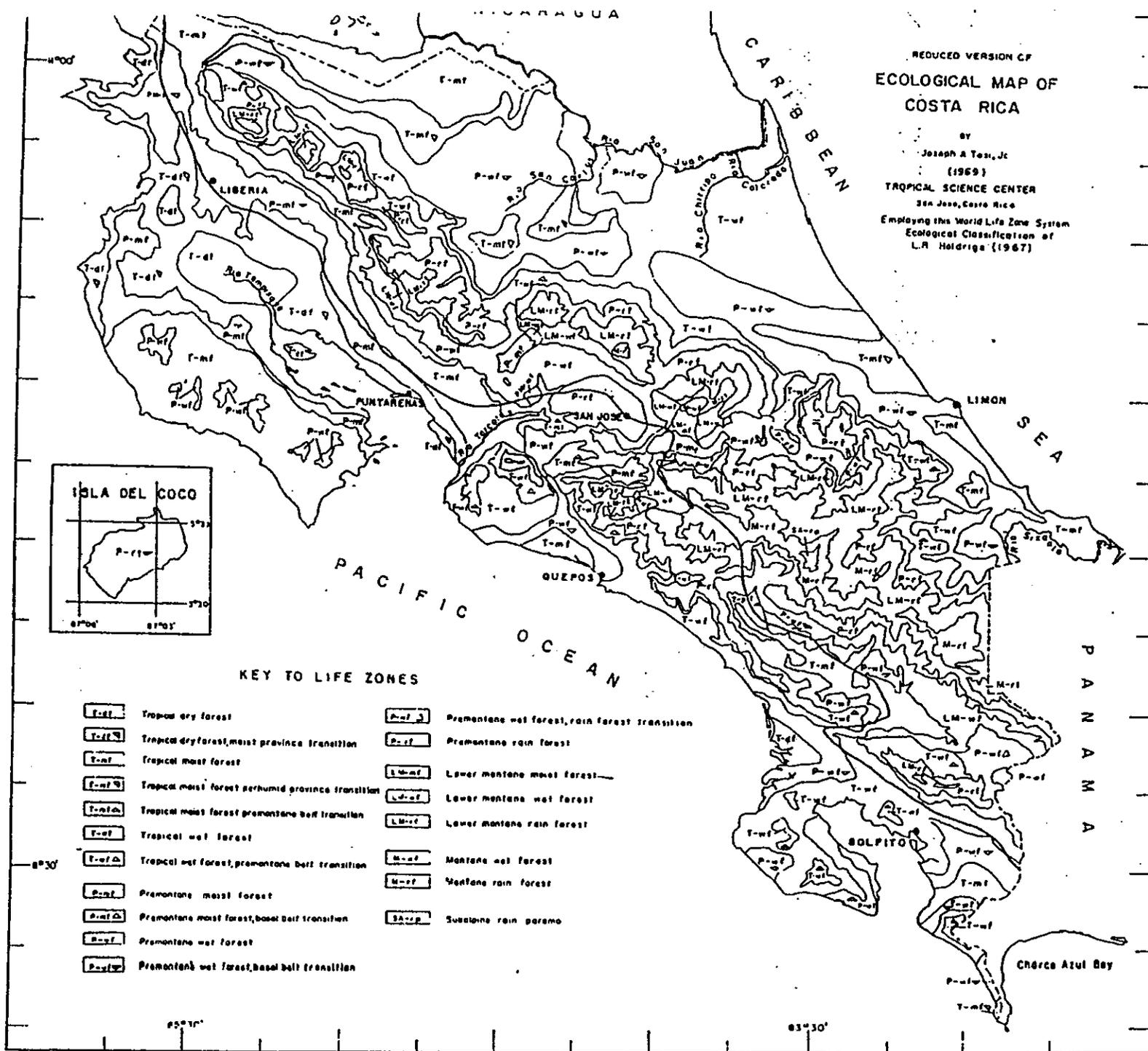
Fuente: Herrera, 1996

Cuadro 2. Características biológicas y ecológicas generales de las especies de los cuatro gremios forestales de los bosques húmedos tropicales. La información ha sido recopilada a través de una revisión de literatura (ver bibliografía) y la experiencia personal del autor.

Grupo ecológico	Heliofitas efímeras	Heliofitas durables	Esciófitas
Ejemplos	Cecropia, Heliocarpus, Ochroma, Trema	Apeibe, Ceiba, Goethalsia, Simarouba, Vochysia	Virola, Carapa, Pentaclethra
a. Requerimientos ambientales para alcanzar madurez		Ver hoja adicional	
b. Capacidad fotosintética	Muy alta, PCL alto	Alta, PCL, Alto	Baja, PCL, bajo
c. Asignación proporcional de recursos	más a hojas, flores y frutos	Intermedio	Más a madera (Estructuras permanentes)
d. Tasa anual de crecimiento diamétrico (máxima)	Hasta 6 cm	2-3 cm	0.5-2 cm
e. Edad de madurez reproductiva	2-4 años	2-15 años	25 años
f. Duración de vida	10-15 años	50-150 años	150-450 años
g. Altura máxima	20-25 m (hasta 40 m a veces en p.e. Cecropia insignis)	30-40 m (hasta 60 m p.e. Ceiba)	30-45 m (hasta 60 m)
h. Estructura de población	Cotáneo	Cotáneo	Todas clases de edad (disetáneo)
i. Modo de diseminación de semilla o fruto	Pájaros, murciélagos (viento, Ochroma)	Viento, pájaros, murciélagos	Murciélagos y otros mamíferos tanto arbóreos como terrestres, pájaros, gravedad
j. Tamaño de semilla o fruto y plántula	Relativamente pequeño	Pequeño a mediano	Mediano a grande
k. Fructificación	Continua (anual, Achroma)	Asual en épocas bien definidas, tamaño de cosecha variable (Ceiba, Vochysia diferente)	Épocas bien definidas, cosechas grandes, irregulares, con periodos de poca producción.
l. Presentes en el banco de semillas	Si	Algunas especies	No
m. Densidad de madera	Muy liviana (0.2-0.3)	liviana moderada (0.3-0.5)	Moderada a pesada (0.45-0.9)

REDUCED VERSION OF
**ECOLOGICAL MAP OF
 COSTA RICA**

BY
 Joseph A. Test, Jr.
 (1969)
 TROPICAL SCIENCE CENTER
 San Jose, Costa Rica
 Employing the World Life Zone System
 Ecological Classification of
 L.A. Holdridge (1967)



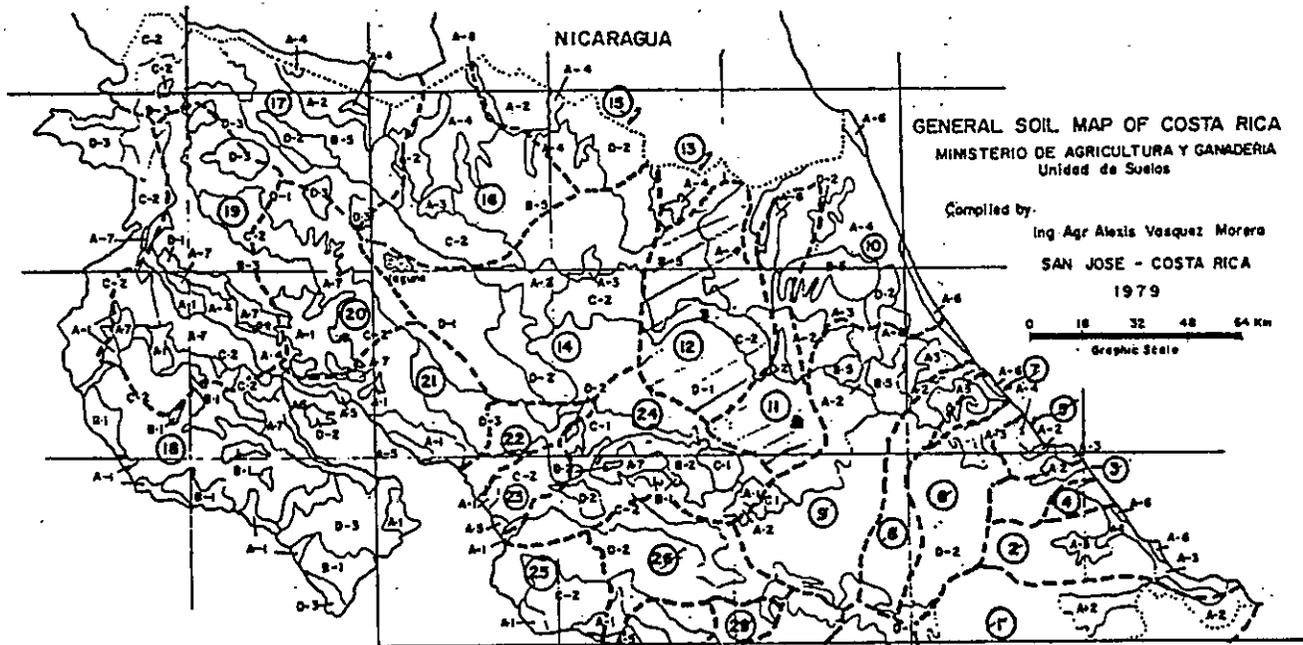
KEY TO LIFE ZONES

- | | |
|---|---|
| T-df Tropical dry forest | P-mf 2 Premontane wet forest, rain forest transition |
| T-df 2 Tropical dry forest, moist province transition | P-rf Premontane rain forest |
| T-mf Tropical moist forest | LM-mf Lower montane moist forest |
| T-mf 2 Tropical moist forest, subhumid province transition | LM-rf Lower montane rain forest |
| T-mf 2a Tropical moist forest, premontane belt transition | M-rf Montane rain forest |
| T-wf Tropical wet forest | M-rf 2 Montane wet forest |
| T-wf 2 Tropical wet forest, premontane belt transition | S2-up Subalpine rain paramo |
| P-mf Premontane moist forest | |
| P-mf 2 Premontane moist forest, basal belt transition | |
| P-wf Premontane wet forest | |
| P-wf 2 Premontane wet forest, basal belt transition | |

Fig. 1+2

HYDROGRAPHIC WATERSHEDS		
Nº	NAME	AREA km ²
1	Río Siboná	2351
2	Río La Estrella	1002
3	Río Bonosa	204
4	Río Bonavito y otros	205
5	Río Nón y otros	342
6	Río Matina	1418
7	Río madre de Dios y otros	243
8	Río Pacuare	882
9	Río Reventazón-Pacuare	2980
10	Río Turfuro y otros	1644
11	Río Chirripó	1635
12	Río Sarapiquí	1953
13	Río Coroba	348
14	Río San Carlos	2644
15	Río Pacabá y otros	1641
16	Río Frio	1531
17	Río Zapala y otros	2594
18	Río Pan de Azúcar y Costa Marín	4202
19	Río Tempisque	3405
20	Río Sabalero	2049
21	Río Abangares y otros	1342
22	Río Barranca	505
23	Río Jesús María	538
24	Río Grande de Térraba	2188
25	Río Tárcoles y otros	630
26	Río Parrita	1273
27	Río Damas y otros	488
28	Río Sarapiquí y otros	332
29	Río Sarapiquí	594
30	Río Sarapiquí y otros	642
31	Río Grande de Térraba	8011
32	Ríos Pochuelo de Oro	1988
33	Ríos Esquivas y otros	1888
34	Ríos Changuinola part CR	256
TOTAL AREA*		35800

* Does not include Insular area



SOIL LEGEND AND SYMBOLOLOGY

SOILS ON FLAT RELIEF	A-1	Well drained alluvial soils (Udolls, Ustolls, Tropoolls)	SOILS ON UNDULATING RELIEF	B-2	Volcanic ash derived soils, on gently undulating terrain (Andopts)
	A-2	Moderately drained alluvial soils (Tropopts, Aquopts)		B-3	Volcanic tuff derived soils, on almost flat to gently undulating terrain (Tropopts)
	A-3	Poorly drained alluvial soils (Aquopts)		B-4	Caliche-alluvial soils, on gently undulating terrain (Humuils, Tropopts)
	A-4	Very poorly drained alluvial soils (Aquopts)		B-5	Soils developed over ancient eroded terraces, on gently undulating terrain (Humuils, Udolls)
	A-5	Marshy soils (Aquopts)	SOILS ON STEEPLY DISSECTED TO MOUNTAIN RELIEF	C-1	Volcanic ash derived soils, on very undulating terrain (Andopts)
	A-6	Excessive drained alluvial soils (Psammets)		C-2	Residual soils, on hilly relief (Tropopts, Ustolls)
	A-7	Soils of Pleistocene origin, with very heavy textures (Usterts, Uderts)		D-1	Volcanic ash derived soils, on mountainous relief (Andopts, Humuils)
	A-8	Organic soils, poorly drained (Soprisol, Humot)	D-2	Residual soils, on steeply dissected relief (Ustolls, Ustults, Tropopts)	
B-1	Caliche-alluvial soils, on slightly undulating terrain (Tropopts)	D-3	Deeply eroded and/or very shallow soils, on mountainous relief (Ortopts)		

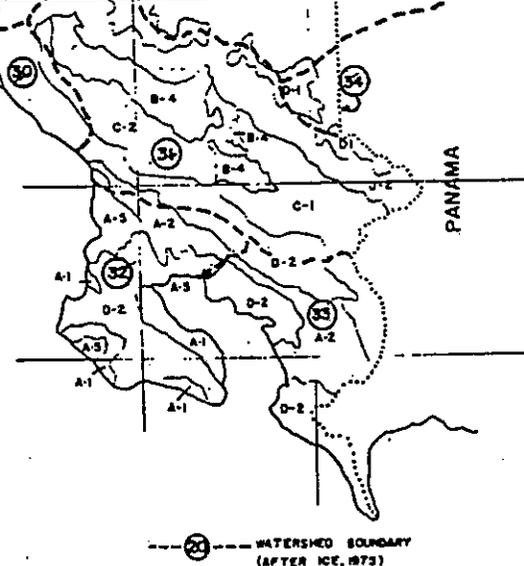
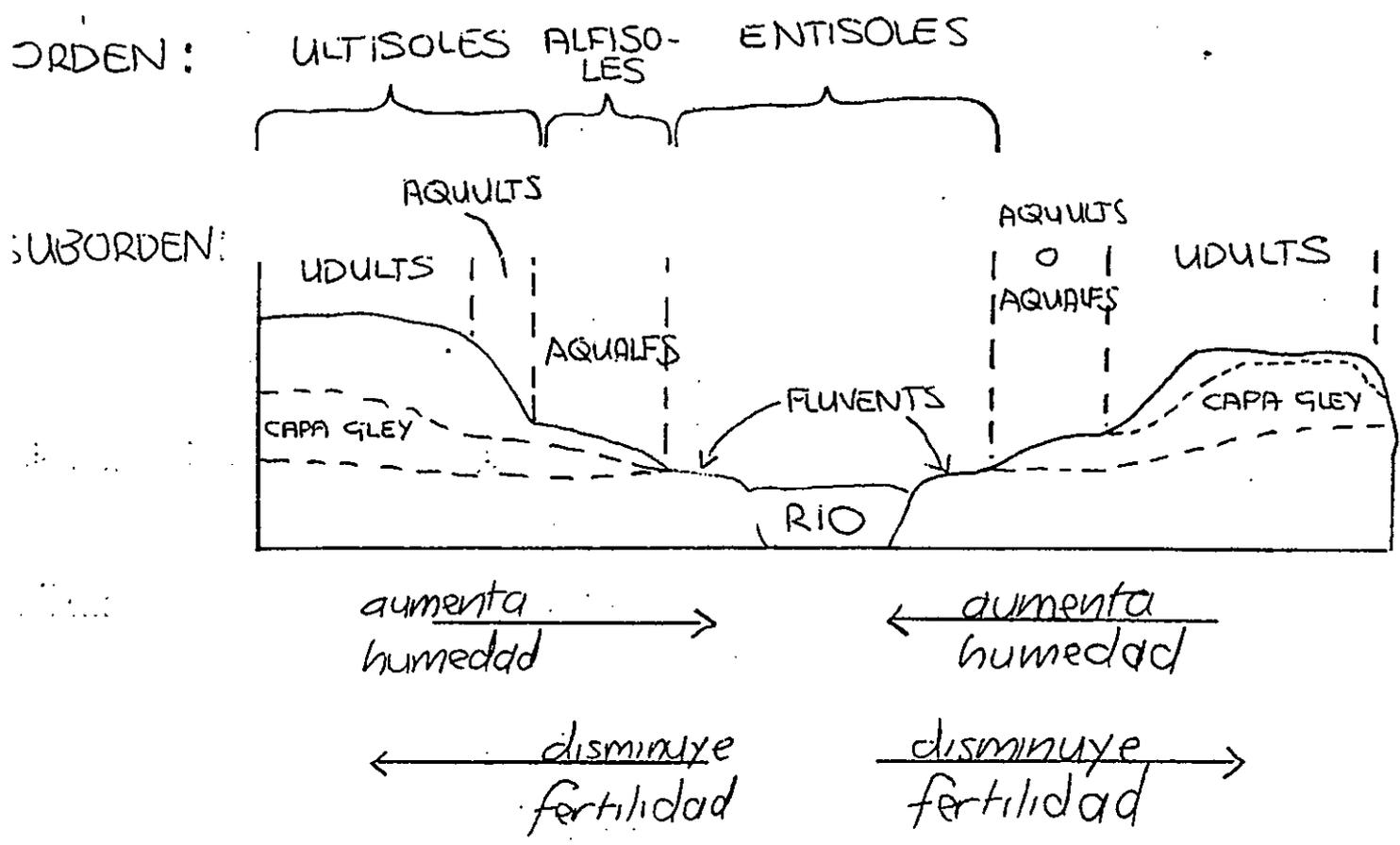


Fig. 9



Fuente: Tyler (1975), citado por Sánchez (1981)

Fig. 10

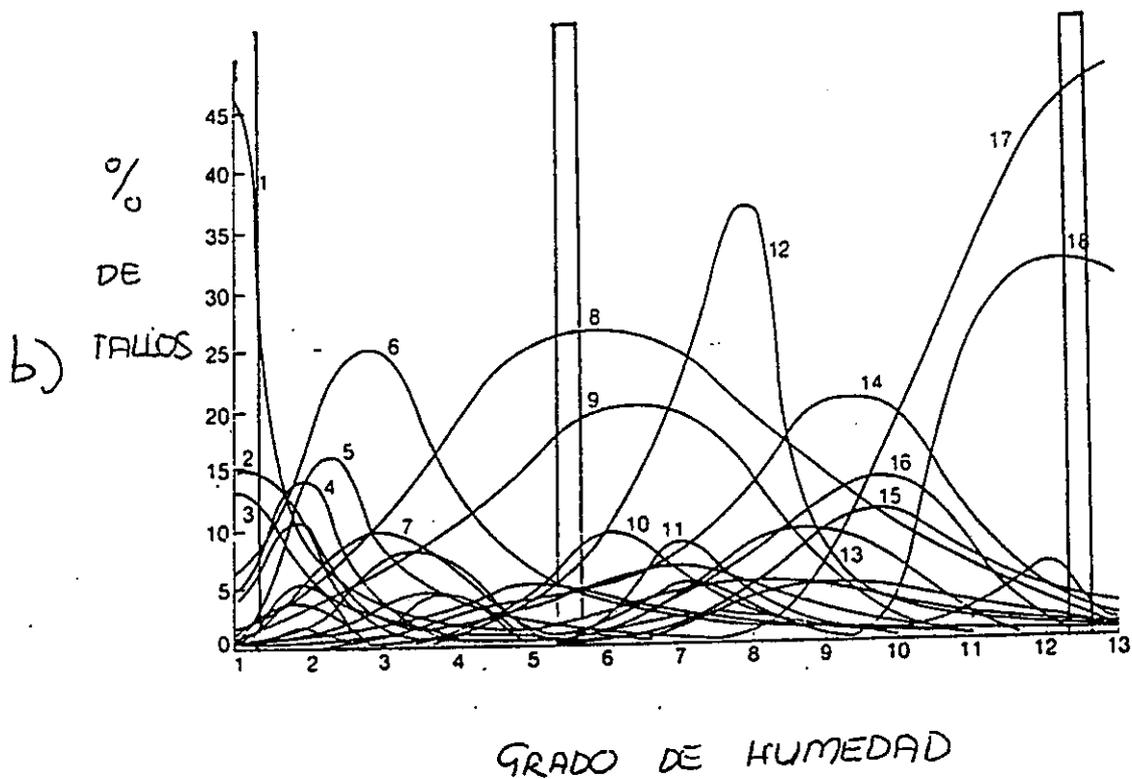
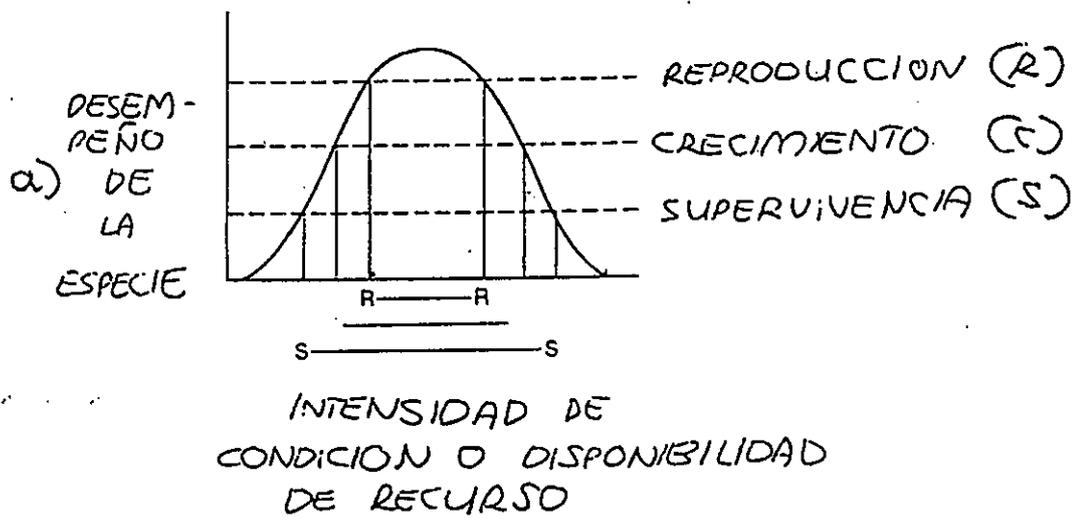


Fig. 5

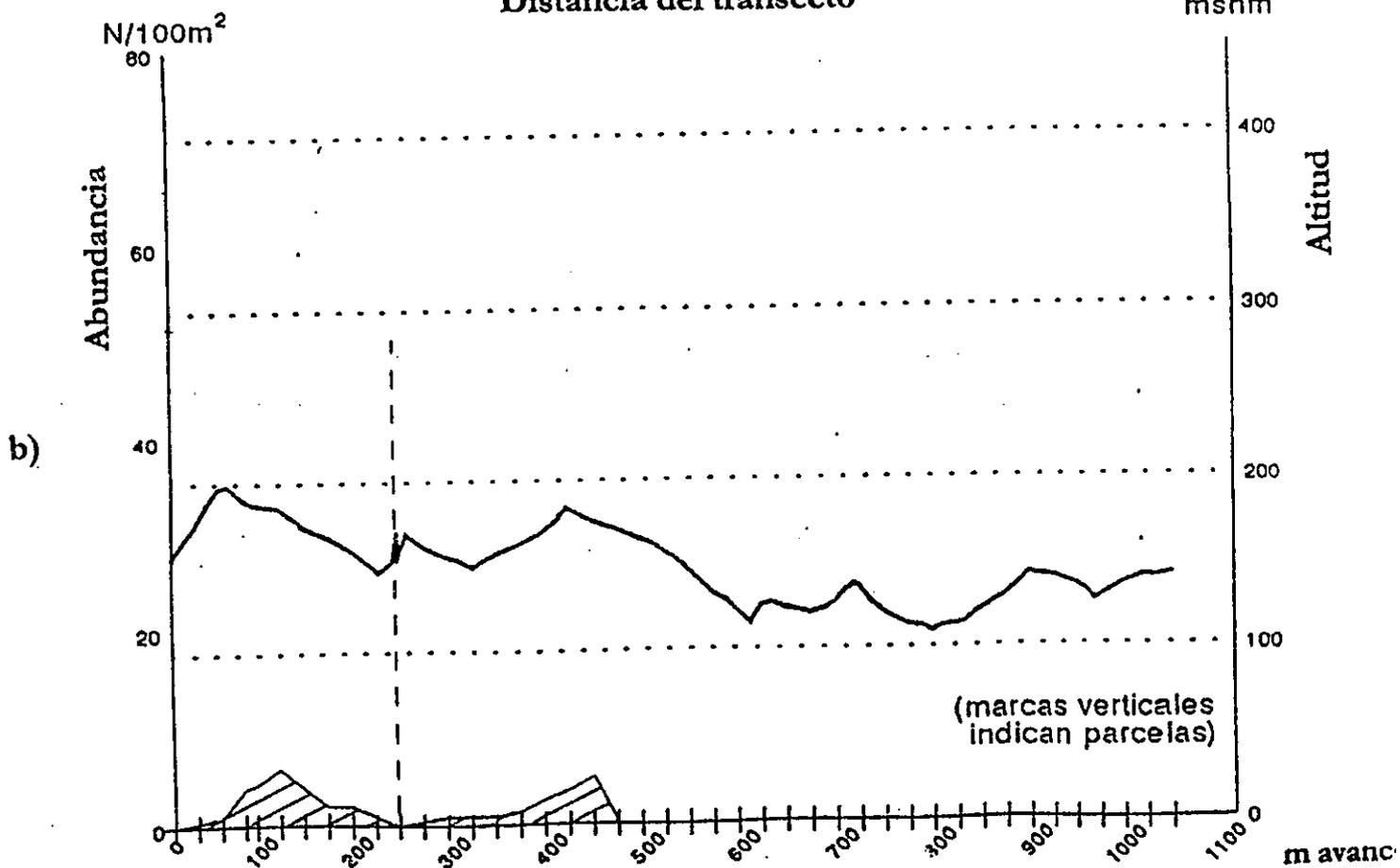
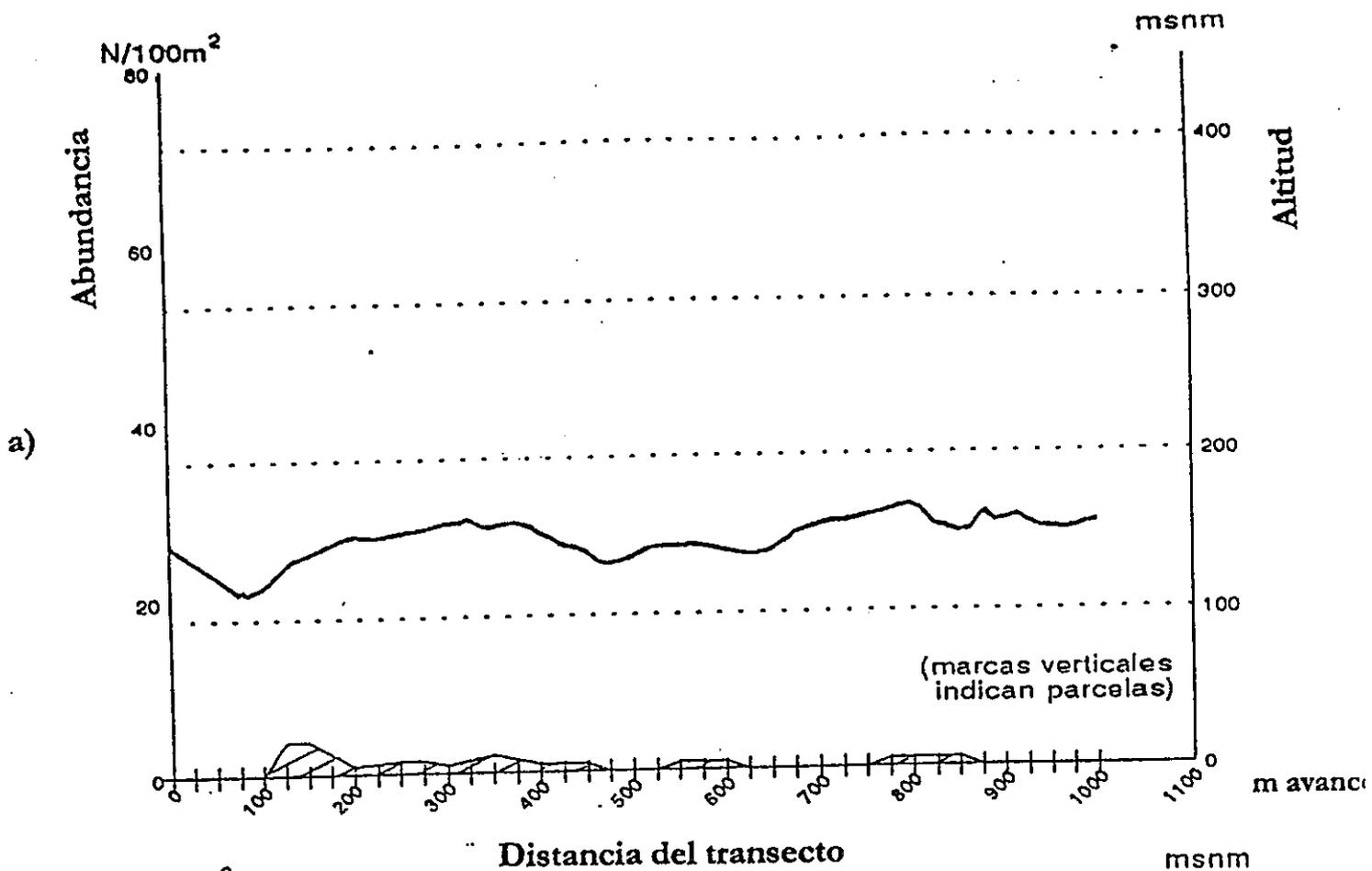


Fig. 6. Altitud y densidades medias de *Quasia amara* en ámbitos de 50 m, a lo largo de transectos ubicados en bosques húmedos tropicales (Barú, Pacífico Sur, Costa Rica).

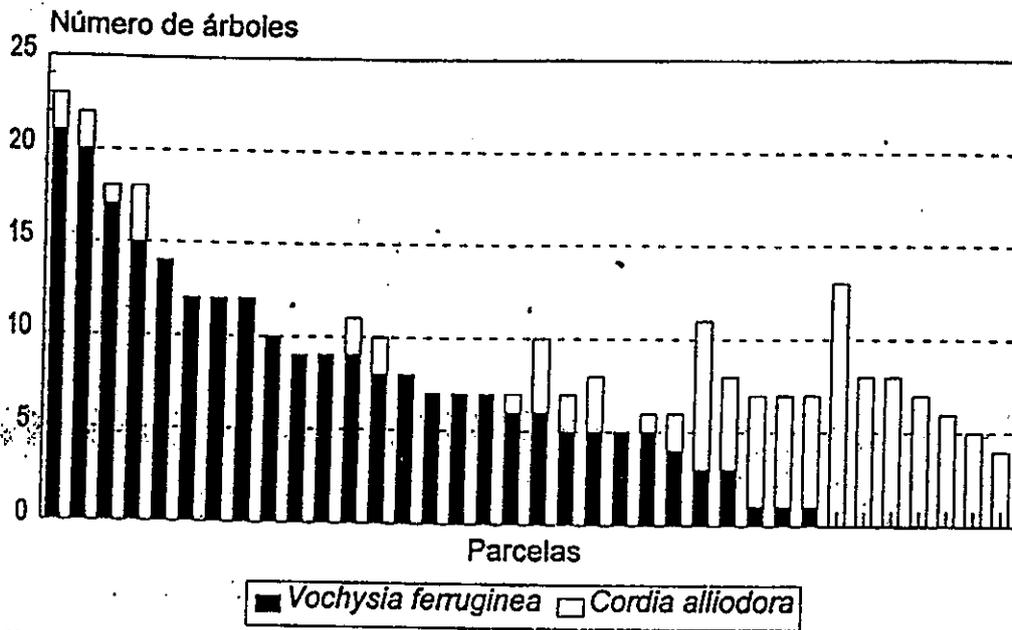


Figura 7. Abundancia de las especies *V. ferruginea* y *C. alliodora* en las parcelas en estudio, Herrera, 1996

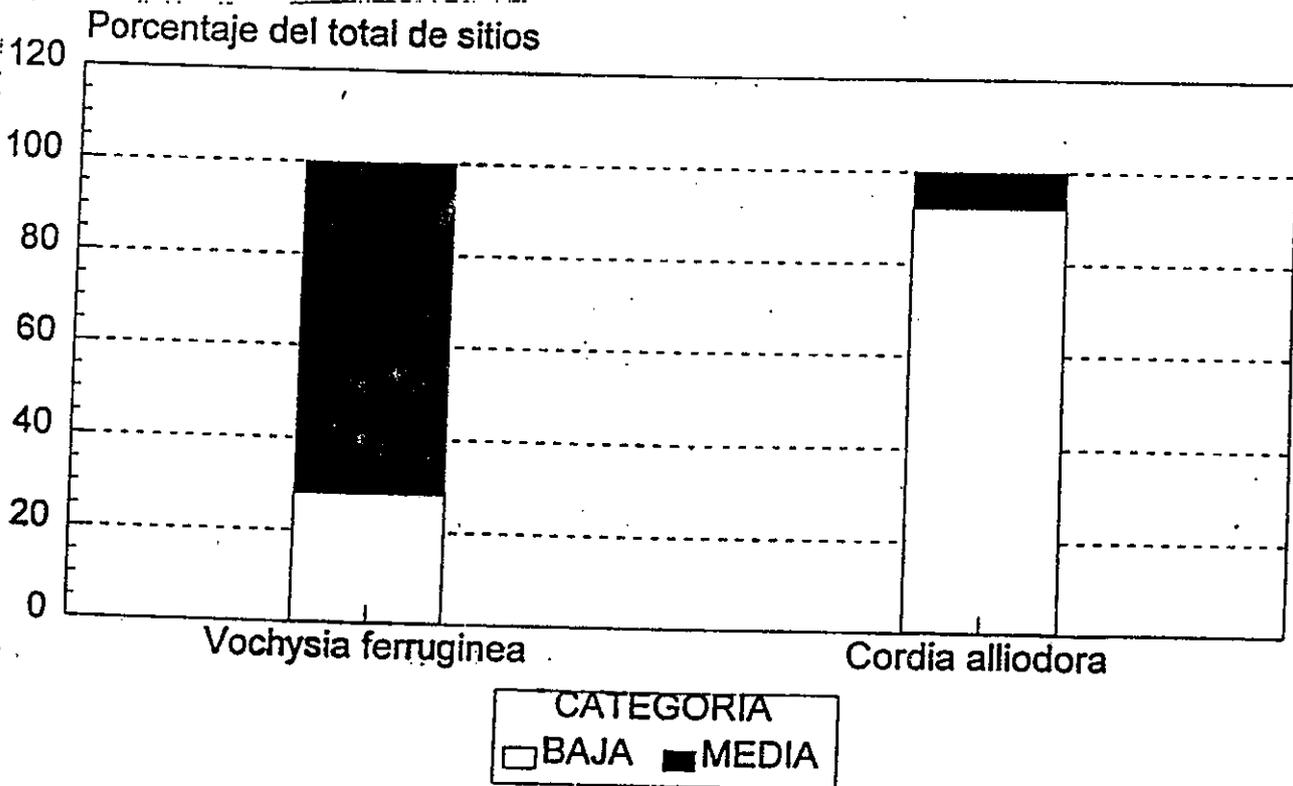
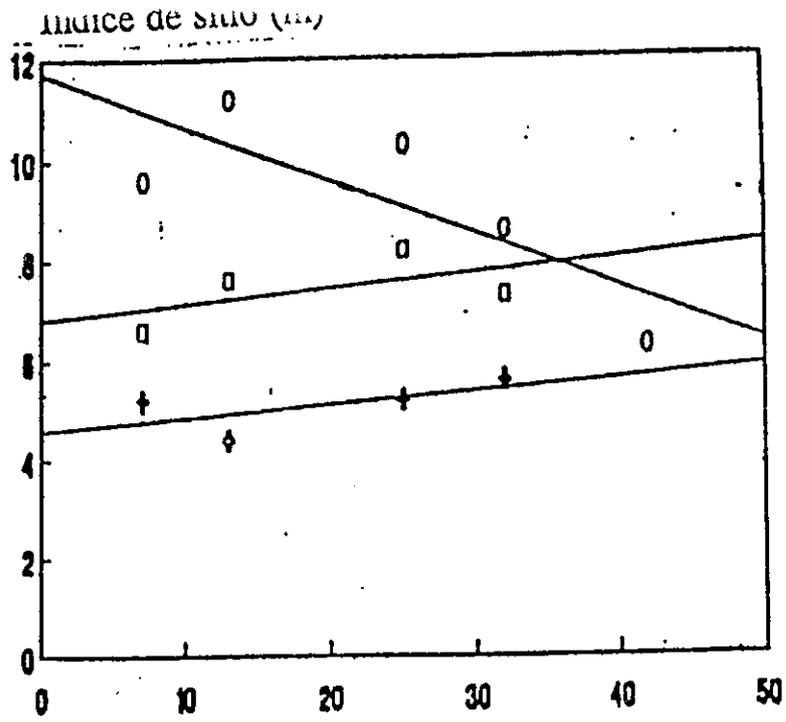


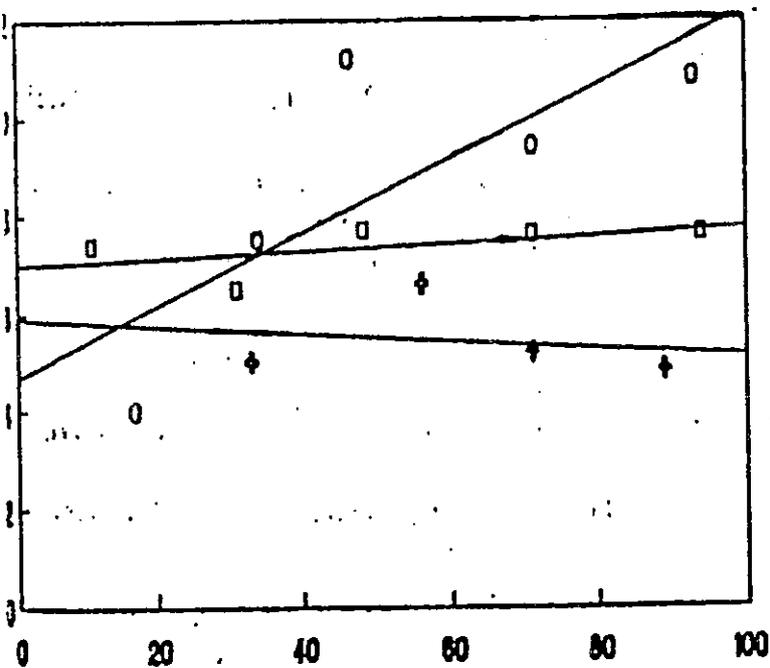
Figura 8. Distribución del porcentaje de los sitios, según el nivel en que se encuentra la acidez intercambiable (ppm) en los primeros 12 cm del suelo y para cada una de las especies de interés. Herrera, 1996



Capacidad de retención de agua 15 atm. 0 - 15 cm (%)

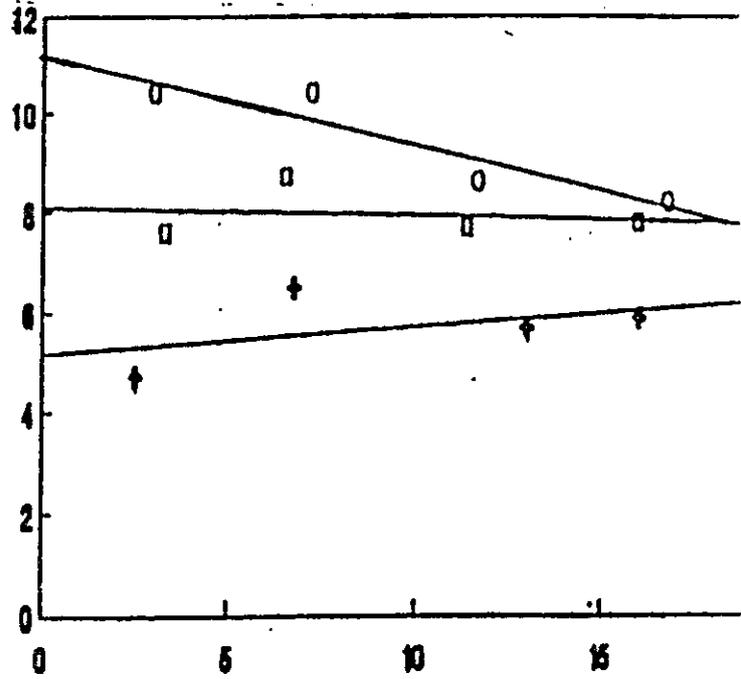
○ E. camaldulensis □ L. leucocephala + G. sepium

Indice de sitio (m)



Suma de bases 0 - 15 cm (%)

Indice de sitio (m)



Cobre 15 - 40 cm (ug/ml)

○ E. camaldulensis □ L. leucocephala + G. sepium

Fig. 9 Respuestas de especies de plantaciones de corta rotación a cambios

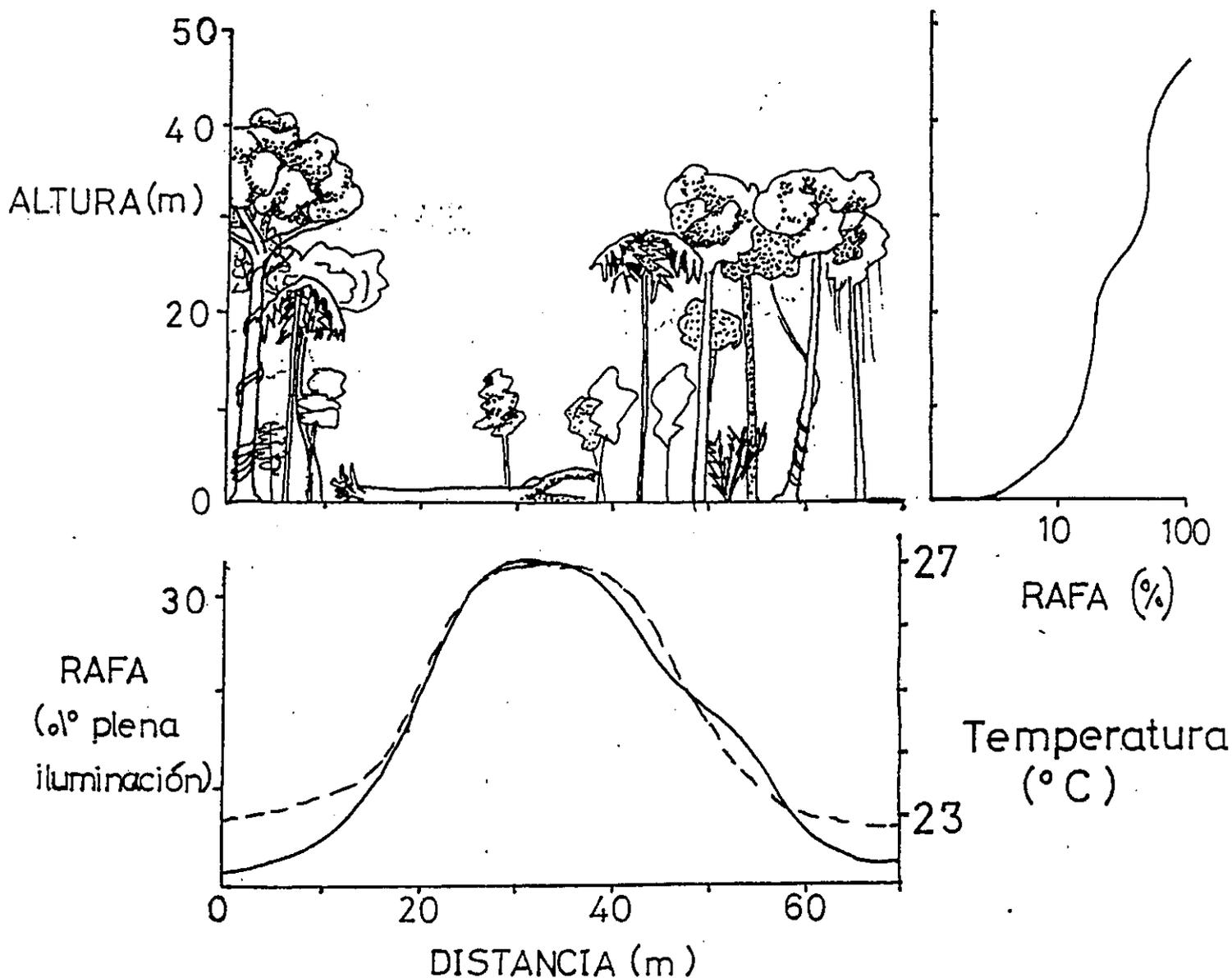


Fig. 10^a Gradientes ambientales en un bosque húmedo tropical. El perfil del bosque representa las tres fases del ciclo de regeneración - la madura (izquierda) la de claro (centro) y la de reconstrucción o regeneración (derecha). La gráfica a la derecha del perfil del bosque indica la gradiente vertical de la intensidad lumínica. La gráfica abajo del perfil muestra la variación horizontal de la intensidad lumínica y la temperatura del aire.

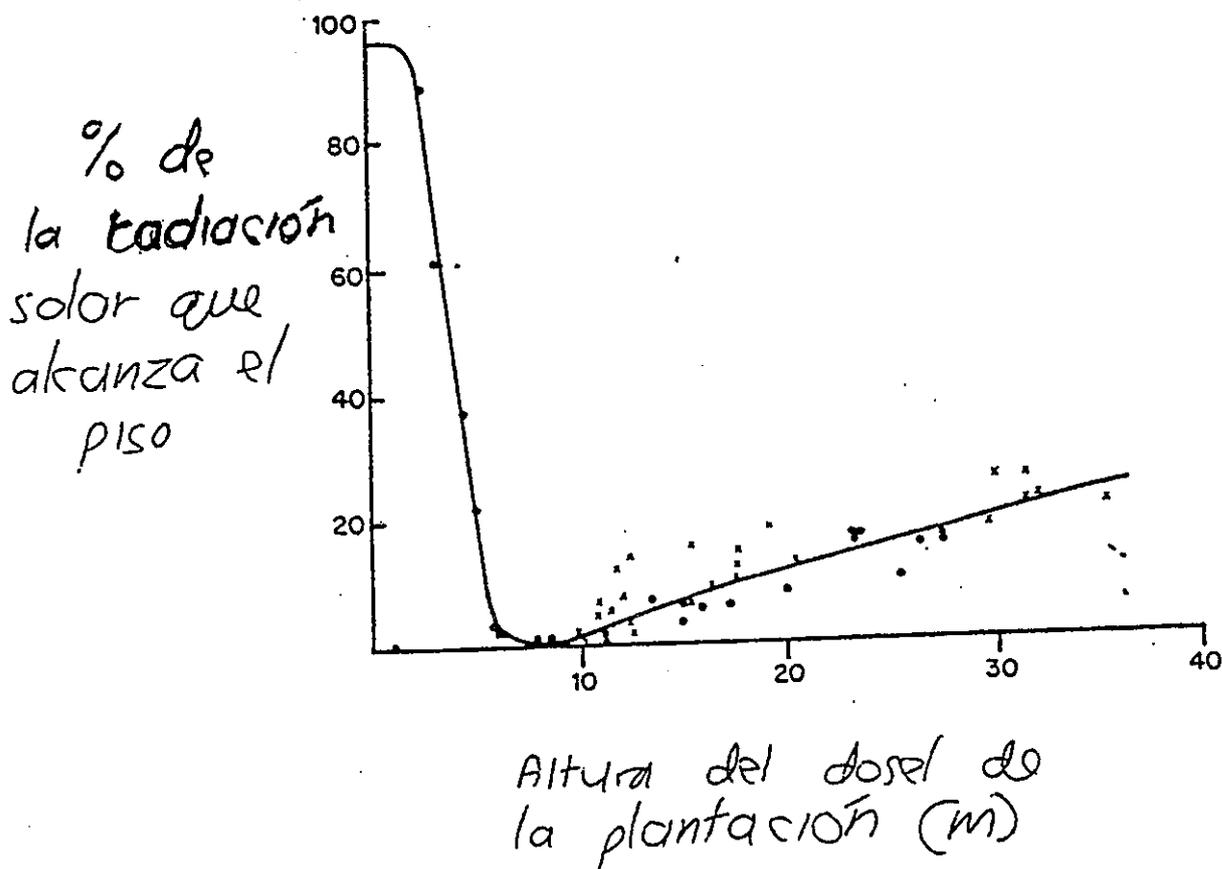


Figura 10b. Porcentaje del total de radiación solar que alcanza el piso en plantaciones de Picea sitchensis del Reino Unido, en relación a la altura promedio de los árboles dominantes de la plantación. Tomado de Ford, 1984.

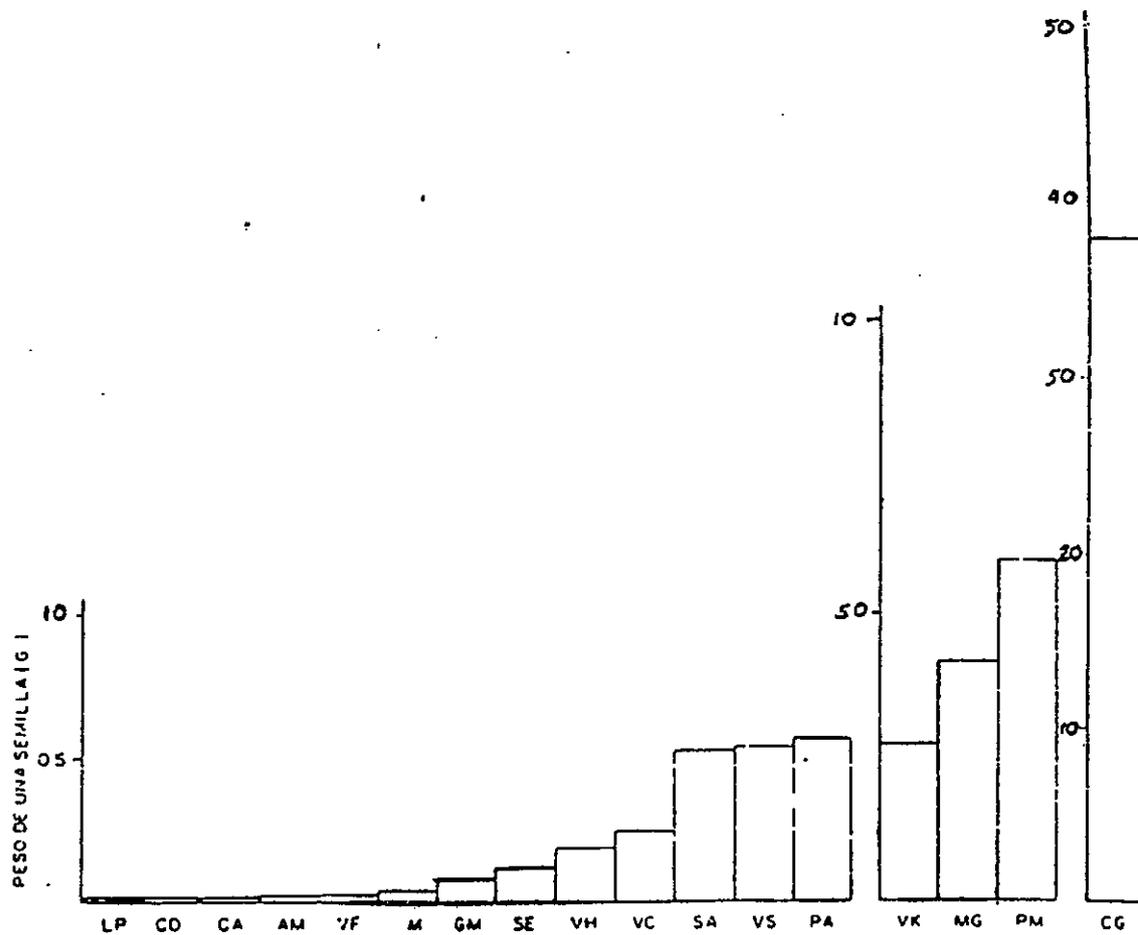


Fig. 12 Peso promedio de semillas de 17 especies forestales de los bosques húmedos de la Zona Atlántica de Costa Rica.

Heliófitas durables: LP, *Laetia procera*; CO, *Cedrella odorata*; CA, *Cordia alliodora*; AM, *Apeiba membranacea*; VF, *Vochysia ferruginea*; RM, *Rollinia microsepala*; GM, *Goethalsia meiantha*; SE, *Stryphnodendron excelsum*; VH, *Vochysia hondurensis*; VC, *Vitex cooperi*; SA, *Simarouba amara*; PA, *Pouroma aspera*. Escófitas: VF, *Virola sebifera*; VK, *Virola koschnyii*; MG, *Minuartia guianensis*; PM, *Pentaclethra macroloba*; CG, *Carapa guianensis*. Datos sin publicar de Bryan Finegan y Martín Artavia.

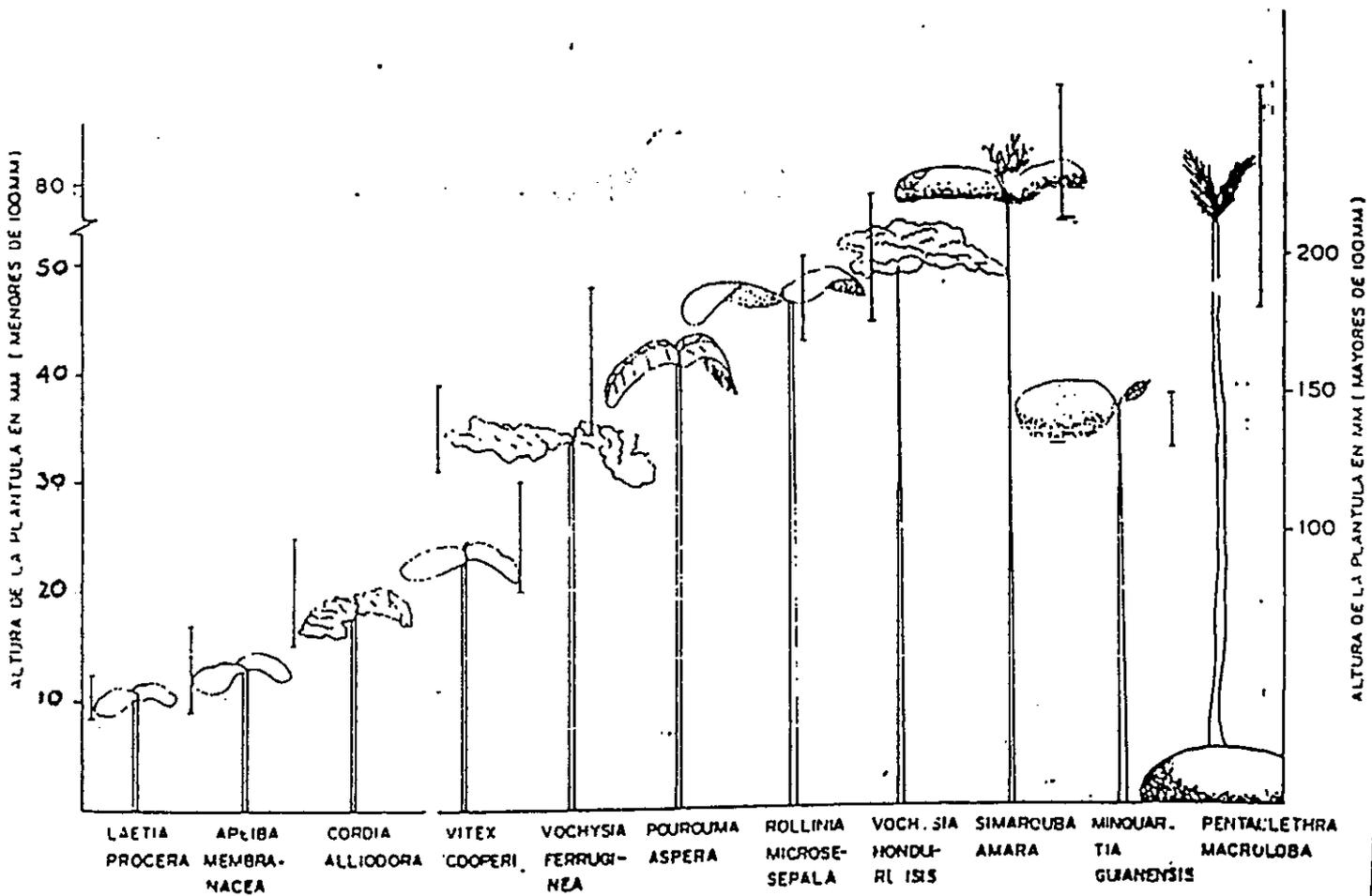
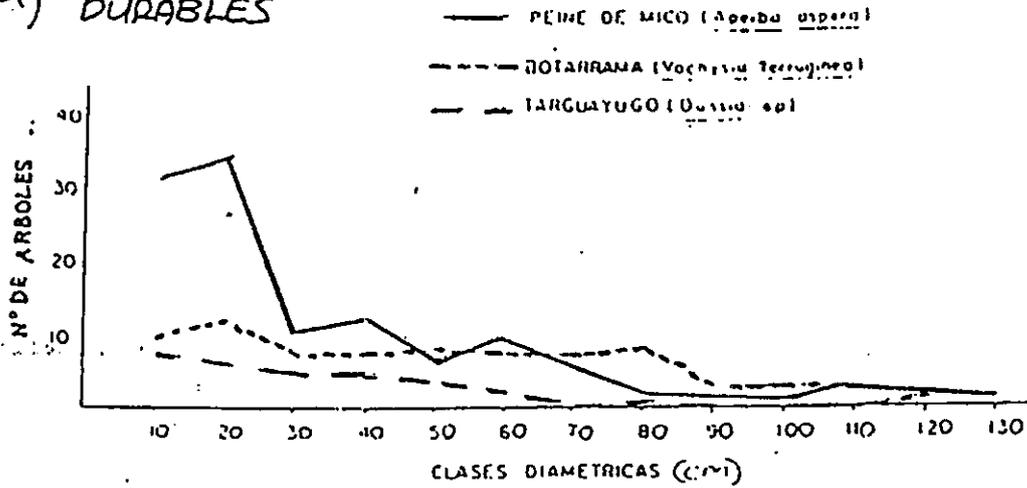


Fig.13 Altura promedio de plántulas recién germinadas de 11 especies forestales de los bosques húmedos de la Zona Atlántica de Costa Rica. Promedios son de 20 mediciones; barras verticales son dos desviaciones estándares. A excepción de *Minguartia guianensis* y *Pentaclethra macroloba* (esciofitas), las especies son heliófitas durables. Datos sin publicar de Bryan Finegan y Martín Artavia.

a) HELIOFITAS DURABLES



B) ESPECIES ESCIÓFITAS

Nº de árboles

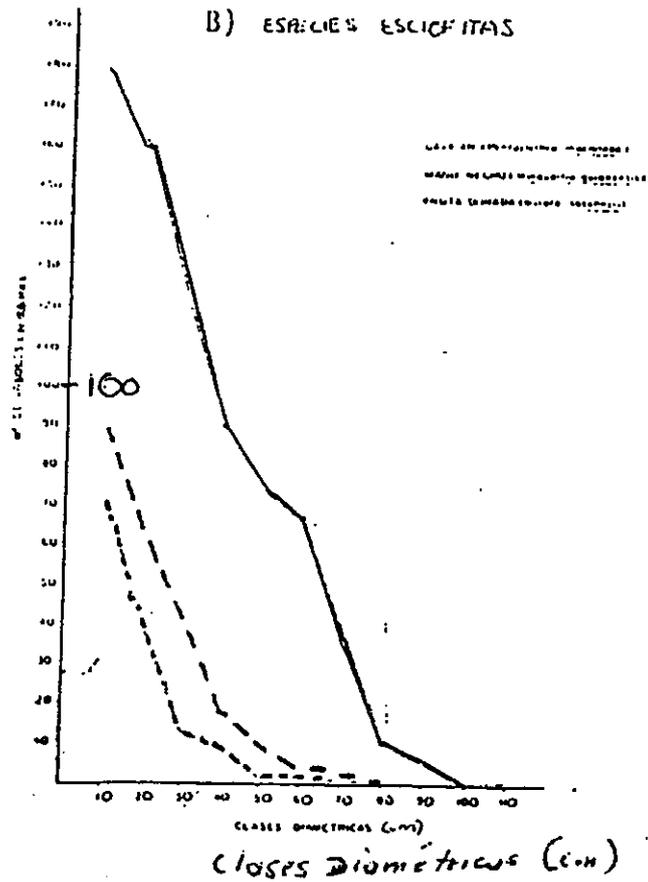


Fig. Distribuciones diamétricas típicas de especies forestales de distintos gremios en bosques húmedos tropicales naturales. Los datos son de un inventario de 28 hectáreas de bosque primario, zona de Sarapiquí, Costa Rica (MAG/DGF, Costa Rica, 1986). a) Heliófitas durables, b) Esciófitas.

**"EL MANEJO DEL BOSQUE NATURAL Y LA BIOLOGIA REPRODUCTIVA DE LOS ARBOLES DEL
DOSEL SUPERIOR"**

**POR GERMAN OBANDO VARGAS
CARNE 451**



**TRABAJO DOMICILIARIO
CURSO BASES ECOLOGICAS PARA
LA PRODUCCION SOSTENIBLE
PROFESOR BRYAN FINEGAN**

**CATIE
ESCUELA DE POSTGRADO
MARZO 1996**

I. INTRODUCCION

Dentro de un sistema de manejo de bosque natural tropical el conocer sobre la biología reproductiva de las especies comerciales resulta de vital importancia si se desea hacer un uso al menos responsable del recurso. En general, el manejo de los bosques naturales en Costa Rica no ha considerado este tema y se ha caracterizado por manejar cada una de las especies comerciales sin considerar seriamente su relación con el resto de especies "no comerciales" presentes en el bosque y el impacto de esta relación en la polinización y dispersión de las semillas; así como también por no considerar las implicaciones de los sistemas de reproducción de las especies comerciales en el manejo.

A continuación se presenta una revisión bibliográfica acompañada de un breve análisis en la cual se señalan los aspectos más importantes de la biología reproductiva de las especies de árboles tropicales, así como también reflexiones sobre su influencia en el manejo del bosque natural tropical para la producción de madera para aserrío.

El balance de esta primera revisión resulta positivo para el manejo forestal y señala especialmente la necesidad de prestar atención a tres aspectos fundamentales:

- 1- Mantenimiento de la calidad del servicio de polinización y dispersión de semillas
- 2- Distribución de los árboles semilleros de las especies comercial con polinizadores de amplio rango.
- 3- Las especies dióicas y sus limitaciones para el manejo

II. OBJETIVO DEL TRABAJO

" Realizar un revisión de literatura concerniente a la biología reproductiva de los árboles de especies tropicales y analizar las posibles implicaciones del manejo sobre los procesos de producción y dispersión de semilla como parte del sistema natural de regeneración del bosque"

III. REVISION DE LITERATURA.

EL MANEJO DEL BOSQUE NATURAL Y LA BIOLOGIA REPRODUCTIVA DE LOS ARBOLES DEL DOSEL SUPERIOR

Para hacer un manejo del bosque responsable, es esencial que haya un nivel de conocimiento concerniente a la biología reproductiva y estructura genética de las especies del bosque bajo manejo (Bawa y Krugman, 1991)

Fallas reproductivas y deterioro genético son potenciales consecuencias de la desateción de los requerimientos para la reproducción, especialmente cuando las densidades son naturalmente bajas o reducidas por la extracción y daño causado durante el aprovechamiento (Putz, 1993).

Además, si los patrones fenológicos de las especies comerciales tales como tiempo de floración, fructificación y producción de semilla no son tomados en cuenta cuando los planes de aprovechamiento son preparados, las futuras cosechas son arriesgadas (Putz, 1993)

Cuatro procesos interactúan para generar la semilla que finalmente produce las plántulas: producción de semillas, depredación, dispersión y dormancia (Janzen y Vazquez-Yanes, 1991).

1 PRODUCCION DE SEMILLAS:

1.1 Sistemas de cruzamiento:

Los sistemas de cruzamiento entre plantas tropicales presentan las siguientes características importantes:

a. Al menos una quinta parte de las especies del bosque tropical son dióicas:

- En los bosques tropicales de las tierras bajas se ha encontrado que entre una cuarta parte y la mitad de todas las especies tienen flores unisexuales, y una mayoría de ellas son dióicas (Bawa y Opler 1975)

- La presencia de especies dióicas comerciales afecta especialmente el manejo del bosque ya que para asegurar la producción de semillas de estas especies dentro del bosque manejado debe conocerse el espaciamiento óptimo de árboles machos y hembras, así como

también se requiere de un apropiado número y mezcla de plantas macho y hembra, ya que en muchos casos la atracción del polinizador a una especie en particular es lograda mediante una alta presencia de flores macho, las cuales solo ofrecen recompensas florales a los polinizadores (Bawa y Krugman, 1991).

- Por esta situación la selección de árboles semilleros en bosques tropicales es substancialmente más complicada que simplemente dejar los árboles de buena forma más grandes. Por lo tanto al haber muchos árboles tropicales dioicos, forzosamente árboles macho deben ser dejados aunque no produzcan semilla. Muchos árboles hemafroditas o hembra nunca producen semilla, y la presencia de una cosecha de semilla sobre un árbol al momento del madereo (o durante el inventario pre-aprovechamiento) puede ser el único indicador confiable de la funcionalidad de un árbol semillero (Janzen y Vázquez-Yanes, 1991).

b. La mayoría de las especies del bosque tropical son auto-incompatibles y de polinización cruzada:

- Basado en la dinámica de la polinización, no existe razón para sospechar una prevalencia de auto-fertilización en el bosque tropical húmedo (Bawa *et al.*, 1985). Lo que por defecto indica que la mayoría de los árboles de bosques húmedos tropicales son fundamentalmente de fecundación cruzada. Las observaciones de la biología floral y los datos de polinizaciones cruzadas indican que la mayoría de las especies son autoincompatibles o dioicas. Esto implica que la fertilización cruzada es casi obligada (Bawa y O'Malley, 1987).

- Sin embargo esta situación se encuentra muy relacionada con el grado en el cual el rango de acción de los polinizadores influye sobre el nivel de endogamia o de entrecruzamiento, ya que la cantidad de endogamia no solamente depende de la capacidad de autofecundarse sino también depende de la configuración espacial de los parientes de la planta (densidad y la dispersión de los árboles) (Bawa *et al.*, 1985). Por lo tanto dependiendo del grado en que el manejo altere el patrón de dispersión de las especies así será el efecto de dicha alteración sobre la cantidad de endogamia en el bosque (Bawa y Krugman, 1991).

- Putz (1993) menciona que considerando que la mayor parte de las especies de árboles del dosel superior son autoincompatibles, el deterioro de las poblaciones futuras a causa de la extracción de madera es extremadamente probable.

c. Existe un amplio flujo de genes entre poblaciones de una misma especie:

- Datos preliminares indican poca diferenciación genética entre poblaciones de árboles del bosque lluvioso tropical. En términos de manejo, altos niveles de heterozigocidad sugieren que poblaciones de cada especie pueden llevar una considerable carga genética, lo cual ha sido confirmado mediante estudios con aloenzimas (Ver cuadro 3). Estudios de aloenzimas realizados en la Isla Barro Colorado, Panamá, en dos especies arbóreas del dosel superior y seis del sotobosque, donde una era monóica, otra dióica y cuatro bisexuales; sugirieron, que las especies tropicales han tenido niveles un poco altos de flujo de genes, o al menos han tenido una diferenciación bien limitada de la población sobre la escala de uno a varios kilómetros (Loveless y Hamrick, 1987). Lo anterior confirma el hecho de muchas especies tropicales son ampliamente entrecruzadas y por ende con una gran flujo de genes entre poblaciones (Bawa y Krugman, 1991).

Cuadro 3. Ejemplos de variación genética entre poblaciones la misma especie separadas considerablemente

Especie	Sitio	Estadístico G_{st}^1	Distancia entre poblaciones	Fuente
<i>Bertholletia excelsa</i> (árbol del dosel superior)	Brazil	0.0375	900 km	Buckley et al, 1988 citado por Bawa y Krugman, 1991
<i>Swartzia simplex</i> var. <i>ochracea</i> (árbol de sotobosque)	Costa Rica y Panamá	0.022	4 poblaciones ubicadas en Costa Rica y Panamá	Hamrick y Loveless, datos sin publicar citados por Bawa y Krugman, 1991

¹ Un valor GST cerca de 1.0 indica que la mayor parte de la diversidad genética ocurre entre poblaciones, mientras que un valor cercano a cero sugiere que las poblaciones no están bien diferenciadas y que la diversidad genética de las especies es compartida entre sus divisiones (Loveless y Hamrick, 1987).
 donde: H_T = Diversidad genética total; H_S = Diversidad dentro de la población; D_S = Diversidad entre poblaciones

$$H_T = H_S + D_S$$

Ecuación (2)

$$G_S = \frac{D_S}{H_T}$$

Ecuación (1)

1.2 Floración:

Lamentablemente, poco se conoce sobre el tamaño y la edad a la cual los árboles tropicales pasán a ser individuos reproductivos, alguna información puede ser colectada de las flóculas y herbarios, sin embargo debido a la variación genética, el efecto del sitio y los efectos de los tratamientos silviculturales en la reproducción de los árboles tal información tendrá aplicación limitada (Putz, 1993). Sin embargo Ng (1966) citado por UNESCO (1980), menciona que la floración en las especies típicas de la fase madura se inicia cuando alcanzan en su crecimiento la cubierta arborea; como sucede por ejemplo con las Dipterocarpaceas, las cuales sin embargo en cultivo florecen a los 5 años, aunque raramente producen frutos. En Costa Rica así como en el Sudeste Asiático se consideran diámetros entre 50² y 60 dap como el más común tamaño mínimo de los individuos maduros.

La floración puede ocurrir anualmente, supra-anualmente, o varias veces al año (Bawa y Krugman, 1991); las especies que florecen anualmente pueden presentar variaciones de intensidad en la floración y fructificación entre años (Bullock y Bawa 1981 citado por Bawa y Krugman, 1991).

En el conjunto de la cubierta del bosque se presenta una floración más bien regular que aperiódica, pero con una gran variación en intensidad, según los años. Los factores causales de la iniciación de los primordios florales siguen siendo poco conocidos; los mecanismos endógenos (relojes biológicos) y exógenos varían, probablemente, según las especies y según los ambientes. Los mecanismos exógenos identificados incluyen sequía seguida de lluvia ligera (UNESCO, 1980).

La variación temporal en floración debe ser de considerable interés para los forestales ya que el número de semillas y frutos producidos frecuentemente tienen una correlación positiva con el número de flores (Bullock y Bawa, 1981 y Bullock et al, 1983 citados por Bawa y Krugman, 1991).

1.3 La polinización de las plantas tropicales del dosel superior:

Una adecuada estrategia de manejo deber también tomar en cuenta la manera en que las poblaciones de polinizadores puede ser influenciada por los cambios en la frecuencia y composición de las especies del bosque (Bawa y Krugman, 1991).

² 50 cm dap es el diámetro mínimo de corta empleado en el Indonesian Selective Felling and Planting System (Putz, 1993).

Los bosques tropicales tienen un tremendo reto en esta consideración, porque grupos de especies frecuentemente comparten el mismo vector de polinización (Bawa y Krugman, 1991), por lo tanto las futuras poblaciones de plantas comerciales también sufrirán si las poblaciones de sus polinizadores son disminuidas (Putz, 1993).

La dinámica de la polinización de los árboles del dosel superior tiene las siguientes características:

a. Polinización por viento es casi inexistente:

- La polinización por viento en los bosque tropicales es rara (hay, por ejemplo, solamente una especie tropical -leguminosa- que es conocida como polizada por viento) (Janzen y Vázquez-Yanes, 1991); de este modo los forestales necesitan asegurar el mantenimiento de amplias poblaciones de animales polinizadores (Putz, 1993).

b. Grupos de especies frecuentemente comparten el mismo vector de polinización:

- El hecho de que la mayoría de los árboles de la cubierta arborea sólo produce flores en un momento determinado del año, sumado a la presecencia de períodos de floraciones escalonadas de especies relacionadas sugieren que los polinizadores del bosque tropical dependen de un grupo de especies para alimentarse donde el polinizador cambia de una especie a otra conforme el recurso floral de una especie declina y el de otra se incrementa (Bawa y Krugman, 1991 y UNESCO, 1980).

- Al respecto, un número de investigadores han sugerido que el mantenimiento de las poblaciones de polinizadores, la polinización efectiva y los servicios de dispersión de semillas dependen del tiempo relativo de floración de un número de especies de plantas (Stiles, 1979 y Snow, 1986 citados por Putz, 1993).

- Debido a lo anterior es lógico pensar que si se retirará una de estas especies de la comunidad de plantas se podría influenciar sobre un gremio de polinizadores y consecuentemente sobre el gremio de plantas que depende de estos polinizadores (Bawa y Krugman, 1991; UNESCO, 1980). Presumiblemente, si especies en estas secuencias complementarias son eliminadas, las otras especies sufren. Por lo tanto los americanos tropicales necesitan saber si hay ejemplos de complementariedad entre especies comerciales y cómo estos complejos interespecíficos pueden ser mantenidos intactos en rodales aprovechados (Putz, 1993).

c. Una gran parte de los vectores polinizadores pueden mover el polen a distancias considerables:

- La polinización cruzada por animales en hábitats tropicales es extremadamente variable con respecto a cuan lejos y hacia adonde mueven el polen, pero en general, los animales producen una distribución más amplia e irregular de la lluvia de polen que la producida por el viento (Janzen y Vázquez-Yanes, 1991).

- El mecanismo de fecundación cruzada obligada que se manifiesta en la forma de autoincompatibilidad y dioicismo en los árboles tropicales implica que muchos de los polinizadores son capaces de mover el polen entre árboles que se encuentran ampliamente espaciados (Bawa y O'Malley, 1987). De hecho, aproximadamente el 50% de las especies son polinizadas por murciélagos, lepidópteros nocturnos, y abejas (de tamaño intermedio a grande) y existe evidencia de que estos polinizadores pueden mover el polen a distancias considerables -polinizadores de amplio rango- (Bawa *et al.*, 1985) (ver Cuadros 1 y 2)

Cuadro 1. Frecuencia de clases de polinizadores dentro de una muestra de 143 especies de árboles de la Estación Experimental La Selva (Bawa *et al.*, 1985)

Tipo de Polinizador	Número de especies*		Porcentaje de especies de árboles
	Dosel superior	Sub-dosel	
Murciélagos	2	3	3.0
Colibríes	1	6	4.3
Abejas (pequeñas)	4	19	14.0
Abejas (medianas a grandes)	23	22	27.5
Escarabajos		12	7.3
Mariposas	1	7	4.9
Polillas	7	19	15.9
Ávispas	12	5	4.3
Pequeños insectos		14	15.8
Thrips		1	0.6
Viento		4	2.5

* El número de especies excede el total de las 143 especies investigadas debido a que aquellas que son polinizadas por más de un grupo son contabilizadas más de una vez en la tabla.

- Sin embargo en las especies dióicas donde casi todas tienen flores relativamente pequeñas (≤ 1.0 cm de largo y ancho), así como también polinizadores relativamente pequeños -muchos de ellos abejas- puede esperarse que se presente un menor movimiento de polinizadores entre plantas que en los polinizadores grandes tales como murciélagos o abejas solitarias.

- Por lo tanto el promedio óptimo de distancia entre individuos reproductivos puede ser más reducido para especies dióicas que para las especies hermafroditas. (Janzen, 1970 citado por Bawa y Opler 1975).

Cuadro 2. Rango de acción de los polinizadores más importantes de los árboles del dosel superior.

Tipo de polinizador	Rango de acción	Fuente
Abejas (medianas a grandes)	1 -2 km	Janzen, 1971; Franklin, Opler y Bawa, 1976; citados por Bawa <i>et al.</i> , 1985
Murciélagos	Varios kilómetros	Hethaus <i>et al.</i> , 1975 citado por Bawa <i>et al.</i> , 1985
Lepidopteros nocturnos	200 m Varios kilómetros	Linhart y Mendenhall, 1977 citado por Bawa <i>et al.</i> , 1985 Haber citado por Janzen, 1983.

2. Fructificación:

Como en el caso de la floración, hay considerable variación entre especies con respecto al tiempo, duración y frecuencia de fructificación (Bawa y Krugman, 1991). Los patrones de producción de semilla varían entre individuos, poblaciones, año, estación y hábitat. Como una regla general, las especies del bosque primario esperan varios años entre cosechas de semillas y tienden a estar más sincronizadas a nivel de población y hábitat que las especies que colonizan los estados sucesionales tempranos -primario y secundario- (Janzen y Vázquez-Yanes, 1991).

En cuanto a la calidad genética de las cosechas de semilla producidas en el bosque tropical no se tiene claro cómo esta se puede ver influenciada por las variaciones de producción floral durante el tiempo. Por ejemplo, es posible que durante épocas de baja producción floral se incremente la probabilidad de endogamia debido a la limitación del recurso para los polinizadores; sin embargo lo contrario también es posible: pocos recursos pueden incrementar la competencia entre polinizadores, y de aquí inducirles a incrementar su rango de búsqueda y visitas entre árboles (Bawa y Krugman, 1991).

En cuanto a la cantidad de semillas, considerando que muchas especies bajo condiciones naturales están representadas por uno o pocos individuos reproductivamente maduros por hectárea (Hubbel y Foster 1987 citado por Putz, 1993), el aprovechamiento podría fácilmente conducir a una drástica reducción en la producción de semilla de los árboles individuales (Putz, 1993). Sin embargo Janzen y Vázquez-Yanes (1991) señalan que en general, el disturbio del hábitat incrementa la producción de semillas de los individuos sobrevivientes si los servicios del polinizador no han sido disminuidos. El incremento en la producción de semilla viene directamente a través del incremento de los recursos para el árbol remanente e indirectamente a través de la disminución de la depredación de insectos especialistas e invertebrados.

Sin embargo Putz (1993) señala que para asegurar la producción de semilla de dichos árboles remanentes hay que prestar especial atención a los problemas fisiológicos o de estrés que pueda producir el aprovechamiento (daño mecánico y/o aislamiento de los individuos reproductivos). Así como también que tan lejos pueden dispersarse las semillas producidas y el grado de pre y post-depredación que la cosecha de semilla sufrirá.

3. Depredación y dispersión de semillas:

Muchas especies características de la fase madura carecen de medios conocidos de dispersión. Sus frutos caen bajo la copa del árbol padre, o cerca de su perímetro. Esto conduce a una distribución de agregados y, posiblemente, a la reptación de la composición florística en el tiempo (UNESCO, 1980). Sin embargo Janzen y Vázquez-Yanes (1991), señalan que en muchos bosques tropicales ricos en especies los animales dispersan las semillas de más del 75% de las plantas leñosas. Esto se refleja en el hecho de que muy pocos géneros de árboles y lianas de la cubierta principal, producen frutos o semillas ligeros y alados (UNESCO, 1980).

Aunque no ha sido el tema de muchos estudios, está claro que la intensidad de la pre y post-dispersión de la semilla declina según la escala e intensidad de la destrucción del hábitat. Mucha de la depredación de la semilla en los bosques es realizada por animales que evitan moverse en campos abiertos o potreros, con la consecuencia de que estados iniciales de sucesión secundaria son frecuentemente caracterizadas por reducciones substanciales en la tasas de depredación de la semilla sobre la sombra seminal (Janzen y Vázquez-Yanes, 1991).

Sin embargo, muchos bosques tropicales presentan procesos de dispersión de semillas tanto por animales como por viento. Así en tanto la perturbación del hábitat a invadir se incrementa, estos dos procesos son diferencialmente afectados. De tal modo que en un bosque donde los vertebrados han sido ampliamente eliminados, las especies de dispersión animal declinan en número y cambian sus abundancias relativas; lo cual no sucede con las especies dispersadas por viento (Janzen y Vázquez-Yanes, 1991).

Al igual que en la polinización, las especies de árboles frecuentemente tienen dispersores multiespecíficos y cada dispersor tiende a afectar en forma diferente la diseminación de la semilla del árbol. El hecho es que la desaparición de un diseminador puede no disminuir significativamente la tasa de dispersión de semilla pero sí podría afectar el patrón de dispersión de las mismas (Janzen y Vázquez-Yanes, 1991).

4. Dormancia:

En general, las semillas de las especies arbóreas de la fase madura no tienen período de dormancia (UNESCO, 1980). El período de dormancia de 350 especies leñosas de distintos hábitats de Costa de Marfil, varía desde menos de 3 semanas hasta 3 años (De La Mensbruge, 1966 citado por UNESCO, 1980)

Lo anterior implica que la mayoría de las especies arbóreas de la fase madura, especialmente las de semilla grande no se mantienen bajo dormancia en el banco seminal del suelo. Por lo tanto más atención debe ser puesta a las relaciones entre el patrón de distribución de los árboles semilleros, los depredadores y los dispersores de semillas (Janzen y Vázquez-Yanes, 1991).

IV. DISCUSION Y CONCLUSIONES

De acuerdo a lo consultado en la literatura concerniente a la biología reproductiva de las especies arbóreas y sus implicaciones en el manejo del bosque tropical para la producción de madera se tienen las siguientes observaciones:

1. Mantenimiento de la calidad del servicio de polinización y dispersión de semillas

Considerando los resultados de las investigaciones citadas anteriormente en los bosques maduros no disturbados donde se afirma que la polinización por viento es casi inexistente (debido probablemente a que pocos géneros de árboles y lianas producen frutos o semillas ligeros o alados) y que más del 75% de las semillas de plantas leñosas son dispersadas por animales; fácilmente puede identificarse la abrumadora importancia de la fauna (tanto vertebrada como invertebrada) en la dinámica de la polinización y dispersión de las especies del bosque tropical.

Dicha situación se torna aún más crítica al considerar el hecho de que grupos de especies frecuentemente comparten el mismo grupo de polinizadores; razón por la cual varios investigadores han sugerido que el mantenimiento de las poblaciones de polinizadores, la polinización efectiva y los servicios de dispersión de semillas dependen del tiempo relativo de floración de un número de especies de plantas no necesariamente comerciales (Stiles, 1979 y Snow, 1986 citados por Putz, 1993).

De lo anterior es lógico pensar que si se retirara una de estas especies de la comunidad de plantas se podría influenciar negativamente sobre un gremio de polinizadores y consecuentemente sobre el gremio de plantas que depende de estos polinizadores, dentro de las cuales podrían encontrarse alguna o algunas de las especies comerciales bajo manejo.

Conclusión:

En conclusión una de las tareas de los encargados del manejo sería obviamente tratar de mantener estos complejos interespecíficos para así asegurar al menos un servicio de polinización y dispersión adecuado. Sin embargo hasta ahora no se conoce mucho acerca de este tipo de relaciones en los bosques tropicales para diseñar algún tipo de medida compensatoria; razón por la cual mientras se genera esta información una práctica saludable sería tratar de no eliminar ninguna de las especies - comerciales y no comerciales- del bosque a la hora de realizar el aprovechamiento forestal así como también durante la aplicación de los tratamientos silviculturales tendientes a uniformizar la masa remanente.

2. Distribución de los árboles semilleros de las especies comerciales con polinizadores de amplio rango..

La literatura consultada señala tres aspectos importantes de la biología reproductiva de los bosques tropicales:

- la mayor parte de las especies de árboles tropicales son fundamentalmente incompatibles o dióicos y por lo tanto de fertilización cruzada obligada.
- en general se presenta un amplio flujo de genes entre poblaciones de una misma especie.
- y que aproximadamente el 50% de las especies son polinizadas por murciélagos, lepidópteros nocturnos, y abejas (de tamaño intermedio a grande) y además existe evidencia de que estos polinizadores pueden mover el polen a distancias considerables - de 200 m a varios kilómetros-.

Lo anterior indica que por naturaleza el bosque posee los mecanismos para evitar la endogamia presentando condiciones para realizar intercambio genético a grandes distancias. Esto tiene implicaciones muy positivas dentro del problema de fragmentación de los bosques que se presenta en Costa Rica, evidenciando en forma preliminar que en tanto los servicios de polinización y dispersión no tengan barreras de movimiento y no se deterioren, probablemente poblaciones separadas por distancias de hasta unos pocos kilómetros tienen la capacidad de intercambiar información genética evitando así su deterioro.

En cuanto al manejo, esta capacidad de intercambio genético indica que si se tiene el cuidado de producir un impacto mínimo en la población de polinizadores, no existe razón para no pensar que árboles semilleros polinizados por individuos de amplio rango y separados por distancias de hasta varios kilómetros no vayan a interactuar como individuos reproductivos.

Conclusión:

- En conclusión distanciamientos amplios entre árboles semilleros de este tipo probablemente no crean mayor conflicto sobre su biología reproductiva. La situación a resolver más bien es la contraria en donde en lugar de hablar de distanciamientos máximos hay que concentrar la atención en distanciamientos mínimos ya que conforme menor sea el distanciamiento entre árboles mayor será la posibilidad de que estén emparentados, y por ende mayor posibilidad de producir endogamia. Esto porque en las especies tropicales la mayor parte de los frutos caen bajo la copa del árbol padre, cerca de su perímetro, produciendo agregados los cuales son el patrón de distribución de especies dominante en los bosques tropicales y subtropicales (Armesto, Mitchell y Villagran, 1986). Es importante aclarar que lo anterior no se cumple para aquellas especies con polinizadores de rango reducido, como sucede con las especies dióicas que conforman entre un 20 y un 50% de la totalidad de especies del bosque tropical.

3. Las especies dióicas y sus limitaciones para el manejo

La selección de árboles semilleros de especies dióicas es substancialmente más complicada que simplemente dejar los árboles de buena forma más grandes ya que para asegurar la producción de semillas de estas especies dentro del bosque debe conocerse tanto el espaciamiento óptimo de árboles machos y hembras, como el apropiado número y mezcla de plantas macho y hembra (Bawa y Krugman, 1991).

Esto nos obliga a tener la estricta necesidad de indentificar previamente el sexo de los individuos a establecer como semilleros, o al menos su relación y distribución natural para que así de alguna forma pueda considerarse el problema del sexo en estas especies. En estudios realizados en la Estación Experimental La Selva, por Bawa *et al* (1985), relacionados con el sistema sexual de 333 especies arbóreas emergentes, y del dosel y subdosel superior, se identificaron como dióicos especies de gran importancia comercial tales como *Hieronima oblonga*, *Calophyllum brasiliense*, varias especies de *Guarea* sp., *Brosimum alicastrum*, *B. lactescens*, *Virola koschny*, *V. sebifera*, *Zanthoxylum mayanum* y *Z. panamensis*.

Conclusión:

- En conclusión, dado que el efecto del aprovechamiento sobre las especies dióicas es significativamente mayor que en aquellas hermafroditas o monóicas y la realización de una identificación de sexos previa al aprovechamiento y manejo del bosque tropical resulta, en las condiciones actuales, poco práctico y logísticamente difícil de realizar, resulta importante plantear la opción de no aprovechar este tipo de especies hasta no contar con la información y medios para resolver este problema.

V. LITERATURA CONSULTADA

- ARMESTO J.J., MITCHELL J.D. y VILLAGRAN C. 1986. A comparison of spatial patterns of trees in some tropical and temperate forests. *Biotropica* (E.U) 18(1):1-11
- BAWA K.S. 1974. Breeding systems of tree species of lowland tropical community. *Evolution* 28:85-92.
- BAWA K.S. y OPLER P.A. 1974. Dioecism in tropical forest trees. *Evolution* 29:167-179.
- BAWA K.S., PERRY D.R. y BEACH J.H. 1985. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. I. Sexual systems and incompatibility mechanisms. *American Journal of Botany* (E.U.) 72(3): 331-345.
- BAWA K.S., BULLOCK S.H., PERRY D.R., COVILLE R.E. y GRAYUM M.H. 1985. Reproductive biology of tropical lowland rain forest.II. Pollination systems. *American Journal of Botany* (E.U.) 72(3): 346-356.
- BAWA K.S. y O'MALEY D.M. 1987. Estudios genéticos y de sistemas de cruzamiento en algunas especies arbóreas de bosques tropicales. *Revista Biología Tropical* (C.R.) 35 (Supl. 1): 177-188.
- BAWA K.S. y KRUGMAN S.L. 1991. Reproductive biology and genetics of tropical trees in relation to conservation and management. In Gómez-Pompa A., T.C. Witmore y M. Hadley. 1991. *Rain Forest Regeneration and management*. UNESCO and Parthenon Publishing Group. París, Francia. *Man and the Biosphere Series* vol. 6. 457 p.
- JANZEN D.H. y VAZQUEZ-YANES. 1991. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. In Gómez-Pompa A., T.C. Witmore y M. Hadley. 1991. *Rain Forest Regeneration and management*. UNESCO and Parthenon Publishing Group. París, Francia. *Man and the Biosphere Series* vol. 6.
- LOVELESS M.D. y HAMRICK J.L. 1987. Distribución de la variación en especies de árboles tropicales. *Revista Biología Tropical* (C.R.) 35 (Supl. 1): 165-175.
- PUTZ E.F. 1993. Report: Considerations of the ecological foundation of natural forest management in the american tropics. Duke University. The Center for Tropical Conservation. 28 p.
- SCHATS, G.E. 1990. Some aspects of pollination biology in Central America forests. In Bawa K.S. y Hadley M.: 1990. *Reproductive ecology of forest plants*. UNESCO and Parthenon Publishing Group. París, Francia. *Man and the Biosphere Series* vol. 7. 421p.
- UNESCO-PNUMA. 1980. Investigaciones sobre recursos naturales XIV. Ecosistemas de los bosques tropicales. Informe sobre el estado de los conocimientos. Preparado por UNESCO/PNUMA/FAO. Madrid. España.

Técnicas Silviculturales en Bosques Tropicales Latifoliados

Ian D. Hutchinson¹

Introducción

En el primer capítulo se estudiaron aspectos y procesos ecológicos del bosque natural tropical latifoliado, que nos ayudaron a entender la mecánica que permite al bosque natural mantener su alta diversidad y aparente estabilidad, visto al nivel macro, a través de un alto dinamismo. Conociendo los procesos naturales del bosque en sí, y de sus componentes individuales unidos en grupos ecológicos, se puede empezar a entender cómo educar al bosque para alcanzar los objetivos del manejo a través de la aplicación de una o varias operaciones en el campo, que imiten estos procesos y reacciones naturales.

El segundo capítulo se enfocó en los métodos para estimar cuánto hay de qué, dónde y en cuáles condiciones, en el bosque. Con un conocimiento de los procesos y reacciones naturales del bosque y con información proveniente de inventarios forestales uno puede determinar si la estructura y dinámica del bosque son adecuados para alcanzar los objetivos del manejo, o si es necesario hacer algo más para mejorar la situación.

En este capítulo se presentarán algunas formas de dirigir el bosque natural hacia los objetivos de manejo, mediante la aplicación de operaciones para el tratamiento silvícola. Estas operaciones son utilizadas como las herramientas claves para manipular, mantener, cambiar o mejorar la estructura y/o dinámica del bosque natural. Estas operaciones en general están dirigidas a asegurar la regeneración natural de las especies de interés o al aumento en la productividad biológica, operacional y/o económica de las mismas. Los tratamientos silviculturales pueden ser ejecutados por diferentes medios o formas que llegan al mismo fin. Por ejemplo, si se determina que un bosque necesita una liberación de individuos de futura cosecha hay diferentes formas de lograr esto. Una es la corta y tumba de los árboles por eliminar; otra el anillamiento y/o envenenamiento de los mismos. En este capítulo se busca, entonces, informar sobre las operaciones o medios disponibles para el tratamiento silvícola, definir y clasificar los diferentes sistemas silviculturales, analizar en detalle dos importantes tratamientos silviculturales conocidos como tratamiento de mejora y tratamiento de liberación y resumir los posibles resultados y gastos de los tratamientos silviculturales.

Operaciones para el tratamiento silvícola

Un programa para el tratamiento silvícola consiste siempre de una serie de operaciones individuales, que contribuyen al propósito del tratamiento. A pesar de que difieren en el detalle de su aplicación, se las encuentra en todas partes del mundo tropical y por eso se pueden visualizar como las unidades básicas para todos los tratamientos silvícolas en el bosque tropical húmedo.

¹ † 15 de julio de 1995. Silvicultor, Proyecto Producción en Bosques Naturales RENARM/CATIE

Tratamientos del suelo

En el bosque tropical húmedo es muy raro cambiar la naturaleza del suelo. Sin embargo, existen dos excepciones: el incendio y la perturbación del suelo.

Quemas controladas

Típicamente, el bosque húmedo es difícil de quemar, pero cuando se incendia los resultados son catastróficos, debido a la sensibilidad de la mayoría de las especies. El resultado es la conversión del bosque en sabana.

Muchas veces el ramaje resultante de las diferentes operaciones silviculturales forestales es inflamable y se puede eliminar o reducir por medio de quemas controladas.

Perturbación del suelo

La forma menos costosa de remover el suelo es por medio del empleo de tractores para la explotación forestal. En ciertos casos, se ha sugerido emplear maquinaria pesada, especialmente para remover el suelo y la materia húmica antes del aprovechamiento forestal.

Es costoso remover el suelo en forma manual, por lo que se emplea únicamente en casos especiales y aún mayormente alrededor de árboles semilleros. Pero, a veces perturbar el suelo produce resultados dramáticos. Por ejemplo, en el Gran Chaco del Paraguay, las especies arbóreas que se cosechan para la industria del tanino siempre han evidenciado una regeneración natural tan escasa que el manejo forestal era imposible. No obstante, en años recientes, se despejó el espeso sotobosque de bromelias, permitiendo así que las semillas de los árboles llegaran al suelo; el resultado ha sido una densa regeneración natural de las especies arbóreas.

Apertura del dosel

Las operaciones para abrir el dosel son las más comunes en el tratamiento silvícola del bosque tropical húmedo. En muchos casos, el dosel consiste de un nivel superior de árboles grandes, algunos de especies que se pueden comercializar; o bien de uno o más niveles inferiores, muchas veces con lianas leñosas. Para abrir dicho dosel se recomiendan, en donde sea conveniente, cuatro operaciones distintas:

- cortar lianas
- cosechar los árboles que se puedan comercializar
- eliminar los árboles no deseables del nivel superior
- eliminar los árboles no deseables del nivel inferior

En el transcurso de un tratamiento silvícola de un bosque tropical húmedo, probablemente es necesario efectuar todas estas operaciones, pero en secuencias diferentes. *Las operaciones para abrir el dosel son las más importantes de todos los tratamientos en el bosque tropical húmedo, porque*

ellas eliminan del rodal los fustes no deseables y proporcionan la iluminación solar y el espacio requerido por la regeneración y por los árboles inmaduros seleccionados para una futura cosecha.

Corta de lianas

La corta de lianas es necesaria por las siguientes razones :

- mejora el acceso al bosque
- reduce la población de lianas
- abre el dosel
- en rodales jóvenes libera fustes deseables
- separa los árboles unidos por lianas, reduciendo así la intensidad de los daños resultantes del aprovechamiento.

La corta de las lianas se efectúa con hacha o machete, cuidando de no dañar la albura de los árboles de especies deseables. Lo ideal es cortar cada liana en dos lugares, uno al nivel del suelo y otro arriba de la cabeza del obrero. Muchas veces es una ventaja envenenar las lianas después de cortarlas.

Las lianas son marcadamente heliófitas, por lo que cortar masas de lianas enredadas estimulará su crecimiento. Por esta razón, en Nigeria no se tocan las masas de lianas, sino que más bien se dejan unos árboles alrededor con el propósito de mantenerlas bajo sombra.

Aprovechamiento

La explotación, además de proporcionar madera para comercializar, abre el dosel. El grado de apertura depende de:

- el tipo de manejo
- la existencia original de las especies deseables

Es importante tomar en cuenta que el aprovechamiento por sí solo no es suficiente para provocar una reacción positiva que induzca la regeneración natural, o aumente la tasa de crecimiento de todos los árboles deseables sobrevivientes. El aprovechamiento a veces tiene efectos silviculturales positivos, pero no necesariamente cubren toda el área o árboles que necesitan un tratamiento.

Eliminación del dosel superior

Con excepción de tratamientos de mejora aplicados unos años antes del aprovechamiento, por lo general durante la etapa de la explotación se elimina la porción del dosel superior que no interesa, con el propósito de evitar la presencia de árboles mayores muertos.

En tratamientos de mejora, la finalidad de eliminar el dosel superior es para:

- reducir el área basal del bosque a un nivel más dinámico
- liberar las copas de los árboles mayores deseables sobrevivientes

-
- aumentar la intensidad de la iluminación solar para beneficiar los fustes pequeños deseables

En donde se utilicen los fustes mayores para formar un bosque protector, la meta es proteger los latizales y restringir el crecimiento de las malezas, de manera que se logre una iluminación suficiente para el desarrollo de la regeneración natural. Una vez bien establecida la regeneración, se podrá eliminar el dosel superior por medio del envenenamiento.

A pesar de los daños a la regeneración, resultantes de talar/entresacar los árboles no deseables del dosel superior, su eliminación es una operación esencial durante la primera rotación. En las rotaciones subsiguientes no se permite el desarrollo de árboles de este tamaño.

Eliminación del dosel inferior

En muchos tratamientos silvícolas para favorecer la regeneración natural se elimina el dosel inferior antes de eliminar los árboles no deseables del dosel superior. En vista de que muchas especies del dosel inferior tienen copas amplias y densas, su eliminación aumenta la iluminación solar a nivel del suelo, favoreciendo así la germinación de la regeneración y acelerando la tasa de crecimiento de los árboles jóvenes.

La eliminación de fustes pequeños se efectúa por medio de hacha o machete. En el caso de fustes más grandes, el volteo causaría mucho daño a la vegetación a su alrededor y entonces, se eliminan por anillamiento con envenenamiento. Este método de eliminación se aplica por las razones que se señalan a continuación:

- algunos árboles que únicamente son anillados no mueren;
- muchas veces surgen rebrotes que crecen vigorosamente de los tocones de árboles volteados

Regeneración artificial

A veces se utiliza la plantación suplementaria en las áreas donde hay una deficiencia de regeneración natural. Por ejemplo, en Trinidad se aplica la plantación suplementaria con el objetivo de enriquecer la regeneración natural con algunas especies que no ocurren naturalmente en el sitio. En la isla Reunión, la plantación suplementaria se hace a través de siembra directa.

Limpieza del sotobosque

El concepto de reducir el sotobosque tiene como meta aumentar la iluminación solar al nivel del suelo, con lo que se logra:

- inducir la germinación de las semillas de las especies deseables;
- estimular los brinzales y latizales latentes.

Es necesario distinguir un tratamiento de limpieza de otro similar que trate de liberar la regeneración natural bien establecida. Por lo general, el tratamiento de limpieza se efectúa manualmente con machete, conservando latizales deseables que se encuentran en el sotobosque. Latizales deformados o dañados se cortan para provocar el rebrote.

La operación de limpieza es costosa y se debe implementar únicamente en donde sea necesario y con cuidado, para:

- no cortar latizales de las especies deseables
- no fomentar la proliferación de especies agresivas; o sea, no hacer retroceder la sucesión ecológica.

Por su naturaleza, la operación de limpieza obliga a emplear mano de obra capacitada en la identificación, en su estado juvenil, de las especies de importancia comercial.

Liberación

Una vez establecida la regeneración natural, es necesario asegurar una tasa máxima y constante de crecimiento. Esta se logra por medio de una operación de liberación.

Es posible distinguir dos clases de liberación:

- Liberar a los fustes de especies deseables, de la competencia de individuos de especies no deseables.
- Fomentar, por medio de entresacas periódicas, el desarrollo de los árboles seleccionados para una cosecha final.

La liberación es altamente selectiva. En ciertos lugares su necesidad y detalles de aplicación se basan en los resultados de un muestreo diagnóstico.

Eliminación de impedimentos

La etapa de eliminar impedimentos se lleva a cabo después del aprovechamiento. Según las circunstancias locales, esta operación puede asumir varias formas, pero en general el propósito principal es lograr que el crecimiento de los latizales deseables no se vea reducido como resultado de la competencia de lianas y árboles de especies no deseables, asegurando que se retengan los latizales no deseables en donde no compiten con fustes deseables.

El raleo

En donde se han eliminado los impedimentos en los años después de la explotación, las especies deseables llegarán a dominar el rodal. Pero cuando los deseables están en un estado de competencia es necesario aplicar la entresaca para favorecer a los árboles de:

- especies comercialmente deseables
- buena forma
- buen vigor
- copa sana y bien desarrollada
- buen espaciamiento en relación con sus vecinos.

El raleo siempre causa daño físico al bosque; no obstante, se puede reducir por medio del control y la supervisión en el terreno, con la finalidad de asegurar que el beneficio del raleo exceda las pérdidas a causa del mismo.

Refinamiento

Hay variaciones en este tipo de tratamiento, pero normalmente el refinamiento pretende eliminar del bosque todos los individuos de una o más de las especies no deseables. Esta clase de tratamiento está muy de moda en algunos lugares; sin embargo, no toma en cuenta los efectos de cambios en el mercado, de los cuales puede resultar que una madera anteriormente eliminada por no ser deseable llegue a ser muy cotizada. Tampoco considera el valor ecológico que dichas especies pueden tener para la fauna y su papel importante en la regeneración del bosque.

Además, el refinamiento no reconoce los efectos positivos que la presencia de no deseables puede tener para la autopoda y el crecimiento en altura de las especies deseables. A veces el refinamiento se justifica cuando se trata de una especie que estorba a las labores forestales, por ser productora de un látex cáustico, o por tener hojas que provocan reacciones alérgicas fuertes en la piel de los seres humanos. En otros casos se puede justificar cuando hay sobreabundancia de una especie no deseable, que ocupa una gran parte del área basal total del bosque.

Clasificación de sistemas silvícolas

Uno de los fundamentos para cualquier sistema silvícola es mantener y mejorar, si es necesario, la regeneración natural. El sistema silvícola es uno de los fundamentos para el rendimiento sostenido, y por lo tanto, una parte indispensable y permanente del manejo forestal.

Es posible mejorar la regeneración establecida a través de:

- la liberación de brinzales existentes
- la inducción de la regeneración natural.

Los tratamientos silvícolas para establecer la regeneración se clasifican en dos grupos, según la finalidad, ya sea esta:

- establecer un bosque esencialmente coetáneo
- mantener una estructura forestal discetánea.

La elección depende del comportamiento ecológico de las especies de interés.





Sistemas silvícolas que intentan establecer una regeneración coetánea

En muchas regiones del bosque húmedo se ha enfatizado la regeneración natural coetánea. Las razones para esto incluyen:

- la escasa regeneración natural, a veces, después de un aprovechamiento forestal selectivo
- los reducidos volúmenes comerciales cosechados por medio de operaciones mecanizadas una vez por turno
- la facilidad para manejar los rodales coetáneos
- la intensidad de los daños a los fustes de árboles potencialmente comerciales, causados por el aprovechamiento, es menor en un bosque coetáneo
- la ampliación de los mercados para la madera implica la posibilidad de aprovechar la mayoría de las especies de buen tamaño y buena forma
- las especies comercialmente deseables son las que responden positivamente a un buen espaciamiento e iluminación.

Dos condiciones son necesarias para asegurar el éxito de un sistema que intente establecer la regeneración coetánea:

- La proporción del volumen total de las especies no comerciales no debe ser grande; en donde esta condición no se cumpla, hay que proteger el bosque hasta que aumente su rentabilidad.
- Luego de un aprovechamiento debe seguir una buena regeneración natural; si es necesario inducirla, esto no debe costar más que los ingresos producidos por la cosecha selectiva.

Los recuadros adjuntos señalan los procedimientos de algunos sistemas silvícolas dirigidos a producir una regeneración coetánea. Los sistemas se pueden dividir en cuatro grupos:

- Los que buscan establecer la regeneración antes del aprovechamiento. Sistemas de esta índole necesitan acceso a los rodales antes del aprovechamiento, cosa muchas veces difícil de arreglar. (Casos de Malaya 1944-50, Nigeria 1961 y Ghana).
- Sistemas en donde el aprovechamiento proporciona el primer acceso al bosque. La regeneración natural queda amparada por un dosel protector por unos años después del aprovechamiento. (Casos de Trinidad y Reunión).
- La inducción de la regeneración y su protección por un periodo extendido. Se induce la regeneración a través de un dosel protector formado antes del aprovechamiento. (Caso de Islas Andamán).

Secuencias de tratamiento silvícola para la regeneración coetánea

Metas: Inducir la regeneración antes del aprovechamiento. Con la finalidad de fomentar la regeneración natural y tenerla bien establecida antes de iniciar una explotación forestal, se abre el dosel antes de la explotación, se ralea el dosel interior y se cortan lianas. Es necesario tener acceso al bosque antes del aprovechamiento.

Malaya 1927 (Sistema de apeo para mejorar la regeneración)	Nigeria 1961	Nigeria 1944	Ghana 1945
	A-5: Demarcar compartimentos	A-8: Demarcar compartimentos.	
	A-4: Muestreo inicial de regeneración.	A-7: Cortar lianas. Limpieza para ayudar árboles deseables	
	Existencia adecuada de especies comercializables.	A-6: Eliminar el piso medio.	A-5: Cortar lianas. Envenenar especies no deseables menores de 10 cm dap.
	A-3: Cortar lianas. En los pisos inferiores envenenar árboles jóvenes de especies no comercializables y con copas densas.	A-5: Muestreo regeneración Cortar lianas	A-4: En el dosel inferior árboles con copas grandes
A-7: Anillar no deseables. Limpieza	Existencia deficiente de especies comercializables.	A-3: Reduc. población heliófitas	A-3: Liberar regeneración deseable
A-4: Anillamiento. Limpieza	A-3: Cortar lianas y árboles jóvenes de especies no comercializables. En los pisos inferiores envenenar árboles jóvenes de especies no comercializables y con copas densas	A-2: Muestreo regeneración. Cortar lianas	A-2: Liberar regeneración deseable
A-2: Limpieza		A-1: Sancamiento. Cortar lianas	A-1: Liberar regeneración deseable
A. Cosechar árboles comerc.	A. Aprovechamiento	A. Aprovechamiento	A. Aprovechamiento
Clase I			
A11: Envenenar árboles sobremaduros	A11: Limpieza	A11: Limpieza	A11: Muestreo de regeneración. Limpieza. Convertir regeneración dañada en cepas destinadas al rebrote.
A110: Primer raleo	A12: Cortar lianas y liberar árboles jóvenes de especies deseables	A13: Limpieza	A14: Cortar lianas. Limpieza
	A13: Eliminar dosel superior	A18: Limpieza	A15: Cortar lianas
	A15: Muestreo de especies comercializables para proporcionar información para el manejo y la silvicultura.		

Fuente: Hour (1964)

Se expone la regeneración repentinamente a una plena iluminación por medio de raleos intensos. El acceso al bosque viene como resultado del aprovechamiento. Esta clase de tratamiento favorece las especies heliófitas. (Casos de Malaya 1950 y Uganda).

Metas: Proteger la regeneración después del aprovechamiento. Aplicar el sistema de aclareos sucesivos para alentar y proteger la regeneración natural existente, o la que crecería bajo un dosel formado por los árboles pequeños y de especies no deseables.

Isla de Reunión, 1955 (Océano Índico) (Rotación 150 años)	Guinea	Trinidad, 1957 (Rotación 60 años)
A-3: Señalar los árboles muertos para extracción por medio de una explotación de rescate.		(Pocas especies tienen semillas diseminadas por el viento, se supone que la regeneración natural viene de semillas en el suelo y de semillas traídas por aves y murciélagos. La meta es una cosecha de especies de rápido crecimiento cada 30 años, con otra de las especies de crecimiento lento cada 60 años).
A-2: Explotación de rescate de los árboles muertos. Despejar el sotobosque.		
A-1: Señalar los árboles vivos a cosechar. Conservar árboles semilleros de especies deseables. Eliminar árboles de especies no deseables.		
A. Aprovechamiento	A. Aprovechamiento	A. Aprovechamiento
A 1: Siembra directa de especies deseables	A 1: Conservar árboles jóvenes deseables del sotobosque	A 1: Extraer madera para producir carbón vegetal. Conservar 60 árboles medianos/ha para una futura cosecha final, eliminar árboles de especies no deseables de los doseles superiores e inferiores.
A 2: Eliminar árboles semilleros deformados y viejos	A 2: Entresacar el dosel inferior conservando árboles de especies deseables	Limpiar malezas.
A 3: Limpieza cada tres o cuatro años.	A 3: Cortar lianas	A 2/3: Liberación, limpieza
A 6: Liberar regeneración	A 4: Limpieza: cortar árboles dañados para rebrotar. Reducir la existencia de especies heliófitas.	A 4: Cortar lianas, liberación
A 9: Liberar regeneración	A 5: Una vez la regeneración natural establecida y en crecimiento, envenenar árboles grandes de especies deseables.	A 5: Cortar lianas, ralear árboles de especies no deseables. Liberar regeneración natural de especies deseables.
		A 6: Entresacar la regeneración natural.
		A 15: Entresacar la regeneración natural.
		A 25: Entresacar la regeneración natural.
		A 30: Eliminar el bosque protector.

Fuente: Baur (1964)

Metas: Fomentar la regeneración natural antes de la explotación; se aplica el sistema de aclareos sucesivos. Para proteger la regeneración se conserva el dosel por unos años después del aprovechamiento.

Durante la administración colonial Británica de la India y Birmania, las islas Andamán sirvieron como una penitenciaría. Para la silvicultura significaba abundante mano de obra a bajo costo. Antes del aprovechamiento se induce la regeneración debajo de un bosque protector, el cual se va levantando y despejando paulatinamente.

*Isla Andamán
(Océano Indico, 1930)*

A-3: Limpieza. Eliminar árboles no deseables del dosel inferior.

A-1: Cortar lianas

A. Aprovechamiento selectivo

A 1: Eliminar progresivamente árboles de especies no deseables. Liberación de regeneración. Cortar lianas. Limpieza.

A 2: (igual)

A 3: (igual). Eliminar dosel superior.

A 4: Liberación de regeneración. Cortar lianas. Limpieza

A 5: (igual).

A 6: Entresacar la regeneración natural.

Fuente: Baur (1964)

Metas: Iluminación abrupta de la regeneración existente. Estos sistemas aprovechan la presencia de la regeneración existente y su habilidad de responder a la exposición repentina a la plena iluminación solar. Este grupo de tratamientos se distingue por (a) poca actividad antes del aprovechamiento, (b) explotación única e intensiva, (c) después de la explotación se eliminan todos los fustes no deseables.

<i>Sistema uniforme de Malaya 1950 (rotación 70 años)</i>	<i>Uganda 1955</i>	<i>Nueva Bretaña Islas Salomón (Oceania)</i>	<i>Estado Sabah (Malasia) 1972</i>
<i>A-3/7: En un buen año de semillas, abrir el dosel en sitios en donde la regeneración natural es deficiente.</i>			<i>A-1: Demarcar comportamientos</i>
<i>A-3/4: Limpiar bambudales. Despejar palmares densos.</i>			<i>A-2: Cortar lianas</i>
<i>A-2: Cortar lianas en donde sea necesario.</i>	<i>A-2: Muestreo lineal. Liberar regeneración. Cortar lianas. Ralear regeneración. Eliminar de los doseles superior e inferior árboles de especies no deseables.</i>		
<i>A-1: Muestreo de regeneración. Enumeración de árboles comercializables.</i>			
<i>A. Aprovechamiento</i>	<i>A. Aprovechamiento</i>	<i>A. Aprovechamiento</i>	<i>A. Aprovechamiento</i>
<i>A+1/2: Conservar árboles de especies comercializables menores que el dap mínimo de corta. Envenenar todas las especies no deseables 15+cm dap en sitios abiertos y 5+cm dap en sitios de sombra densa. Cortar lianas.</i>	<i>A+1: Muestreo lineal para orientar tratamientos. Liberar la cosecha nueva.</i>	<i>A+1: Cortar lianas. Despejar solobosque. Cortar fustes menores de 30 cm dap de especies no comercializables. Envenenar árboles de especies no deseables para abrir dosel</i>	<i>A+1: Envenenar las especies no comercializables y árboles deformados y defectuosos 15+cm en sitios abiertos y 5+cm en rodales densos. Cortar lianas en los árboles de especies comercializables.</i>
<i>A+2: Tratamiento de sitios dominados por especies de crecimiento lento.</i>		<i>A+2: Liberar regeneración</i>	<i>A+10/A+15: Muestreo diagnóstico. Cortar lianas. Entresacar regeneración natural.</i>
<i>A+3/5: Muestreo de árboles jóvenes. Tratamiento de acuerdo con lo indicado: cortar lianas, eliminar especies no deseables y árboles en competencia con deseables.</i>		<i>A+3: Liberar regeneración (Una buena existencia de bronzales de <i>Pometia</i> es común, la cual responde vigorosamente a una intensidad aumentada de la iluminación).</i>	
<i>A+8/19: Muestreo de árboles. Tratamiento de acuerdo con lo indicado.</i>			
<i>A+20: Muestreo de árboles</i>			
<i>Fuente: Bour (1964)</i>			

Sistemas silvícolas que intentan establecer una regeneración discetánea

El objetivo de esta clase de sistema silvícola es mantener un bosque discetáneo por medio de aprovechamientos periódicos y parciales. Entre las razones para preferir el manejo de bosques discetáneos se tienen:

- se puede proteger a los árboles jóvenes e intermedios de las especies deseables sobrevivientes de la explotación para producir futuras cosechas
- los bosques discetáneos constituyen un ambiente desfavorable para las lianas y las especies arbóreas heliófitas
- en regiones azotadas por huracanes, un bosque discetáneo resiste mejor la fuerza de los vientos.

Los sistemas de manejo de bosques discetáneos se pueden dividir en dos grupos:

- Un grupo de sistemas en los cuales se quiere conservar un dosel continuo. Las razones para ello incluyen:

- la importancia de la conservación de recursos de agua y la protección contra huracanes. (Caso de Puerto Rico)
- la necesidad de elevar el nivel del dosel en etapas para favorecer la regeneración de las especies deseables. (Caso de Assam)
- el control de la mortalidad parcial de las especies deseables después de una apertura del dosel.

- El segundo grupo de sistemas comienza con un tratamiento de mejora, después del cual se maneja el bosque a través de un sistema de selección en grupos. Estos sistemas se aplican, por ejemplo, en bosques en donde es más importante desarrollar una existencia de árboles jóvenes deseables que conservar el dosel.

Secuencias de tratamiento silvícola para un bosque discetáneo

Metas: Mantener un dosel por medio de cosechas parciales periódicas. Muchas veces se conserva el dosel con fines de proteger el ambiente. Además, el sistema conserva los fustes pequeños de las especies deseables para permitirles crecer hasta una futura cosecha.

Un sistema no coetáneo necesita un control estrecho para asegurar: (a) que se corten únicamente los árboles maduros, además de los no deseables, (b) que los fustes deseables existentes después de una cosecha estén sanos y sin daños, y (c) que se consiga una regeneración natural de las especies deseables

<i>Australia Nor-oriental (mantener el dosel no tiene importancia)</i>	<i>Assam, India (mantener el dosel es importante)</i>
<i>A-2: Cortar lianas, despejar sotobosque.</i>	
<i>A-1: Seleccionar árboles para ser cosechados de acuerdo con el tipo mínimo de corte. Raleos densos. Conservar árboles semilleros en donde los necesitan.</i>	<i>A-1: Seleccionar árboles para ser cosechados de acuerdo con tipo mínimo de corte.</i>
<i>A. Cosechar árboles seleccionados</i>	<i>A. Cosechar árboles seleccionados</i>
<i>A+1: Eliminar fustes de especies no deseables para proporcionar espaciamiento regular para especies deseables.</i>	<i>A+1: Cortar lianas. Liberar regeneración. Eliminar las especies no deseables del dosel inferior.</i>
<i>A+2: Fomentar la regeneración natural en donde sea necesario. Siembra directa en donde no existen árboles semilleros.</i>	<i>A+2: (igual)</i>
<i>A+3: Liberación de regeneración natural</i>	<i>A+3: (igual)</i>
	<i>A+4: Amillar fustes no deseables en el piso medio.</i>
<i>Turno: 15 - 20 años</i>	<i>Turno: 25 - 45 años</i>

Fuente: Bair (1964)

Evolución de tres sistemas silvícolas clásicos e implicaciones para la silvicultura del bosque tropical húmedo

Un sistema silvícola se define como un conjunto de etapas, varias de las cuales están dedicadas a asegurar la existencia y el desarrollo de la regeneración natural. Es en este último atributo que se encuentra la diferencia entre un "sistema silvícola" y una "técnica silvícola".

En esta sección se muestran los detalles de algunos sistemas tradicionales en el trópico y la forma en que evolucionaron. Sería una equivocación tomar estos detalles como la última palabra sobre la materia, o como una receta para aplicar en forma íntegra. El hecho es que representan una reacción técnica deliberada y un nivel de desarrollo silvícola frente a las condiciones de una época determinada, en cuanto a vegetación, mercado, personal y mano de obra, presión demográfica y tenencia y uso de la tierra. Que ellos representan etapas en la evolución técnica es evidente, porque en las últimas décadas algunos de dichos sistemas han sido modificados y, en ciertos casos, superados.

Aplicar las normas de cualquier sistema sin profundizar en las razones para las mismas, es como plantar pino sin sospechar la existencia de las micorrizas y así generar muchos problemas. Como ejemplo de esta clase de error, se cita un experimento centroamericano, en donde se intentó aplicar el Sistema Uniforme de Malaya. Los tratamientos incluyeron:

- se envenenaron árboles no deseables y los dejaron en pie; esto en una zona en donde la leña es muy colizada;
- se eliminaron las palmeras. Las hojas de la palma *Eugeissona*, contra la cual se dirigieron los esfuerzos del Sistema Malayo, brotan del suelo. Las masas así constituidas, forman una fuerte competencia para la regeneración natural. Las palmas del ensayo centroamericano son de géneros como *Iriartea*, altos y que no compiten con las especies arbóreas deseables ni con la regeneración natural. No existe razón para voltearlas; inclusive hacerlo sofoca la regeneración natural existente.

Llevada al límite de lo absurdo, esta filosofía de ver los sistemas silvícolas como recetas, si un sistema dado dice que hay que cortar lianas, y no las tenemos en el bosque, deberíamos plantarlas; y, para completar el cuadro, si aplicamos una receta africana, deberíamos asegurar la importación de unos elefantes para perturbar la vegetación en la forma correcta.

De ninguna manera estos comentarios quieren decir que no existe nada que podamos aprender por medio de un estudio de los sistemas silvícolas clásicos. Al contrario, pero frecuentemente las lecciones importantes no están en elementos aparentemente obvios; en todos los casos es necesario leer entre líneas.

Por ejemplo, en el sistema de Trinidad se enfatiza la importancia de conservar la vida silvestre relacionada con la regeneración natural de las especies arbóreas. En el caso del Sistema Uniforme de Malaya es posible que la contribución mayor a las Américas no sea el conjunto en sí de técnicas netamente silvícolas, sino más bien el concepto del muestreo diagnóstico cuantitativo y periódico.

Además, el hecho de que una proporción significativa de los sistemas clásicos fue desarrollada en islas (Trinidad, Amdamán, Reunión y Salomón), señala la importancia de una conciencia local y de una demanda local en el desarrollo de la silvicultura. Una de las conclusiones es que, cuando sea posible, sería una ventaja ubicar ensayos y demostraciones iniciales en sitios en donde existe un consumo amplio de los productos del bosque.

Dentro de un marco de esta naturaleza, es también necesario evaluar los sistemas tradicionales con referencia al uso y la tenencia de la tierra. En su mayoría los sistemas silviculturales clásicos fueron desarrollados para grandes extensiones de bosque bajo la vigilancia y la administración del Estado. Pero, hoy en día, un forestal está llamado además a desarrollar posibles sistemas silvícolas para extensiones reducidas, muchas veces administradas por particulares, como por ejemplo, pequeñas industrias, cooperativas, e inclusive agricultores con una capacidad de inversión restringida únicamente a sus propios esfuerzos físicos.

Evolución de sistemas silvícolas

Caso de Malaya

La actividad forestal en la Península de Malaya comenzó a principios del presente siglo en las reservas del Estado, en donde se implementaron tratamientos para favorecer a *Palaquium gutta*. Silviculturalmente, el objetivo era favorecer las especies deseables e inducir la regeneración. En los años 20 se elaboró e implementó el Sistema de Talado para Mejorar la Regeneración Natural. Dicho sistema se orientó hacia la limpieza y entresacas de los árboles jóvenes, pero adicionalmente el sistema también mejoró el bosque por medio de la eliminación de los árboles sobremaduros remanentes.

Al mismo tiempo, se llegó a reconocer la importancia vital de un flujo de información técnica para la silvicultura y el manejo. Se elaboró un sistema de muestreo lineal, el cual se implementó en el año 1935. Los datos procedentes del muestreo, junto con un alza en el mercado de la madera y un aprovechamiento más concentrado y mecanizado, tuvieron los siguientes resultados:

- se suspendieron los tratamientos para inducir la regeneración natural, debido a la existencia adecuada de la misma
- las limpiezas excesivas habían causado un retroceso en la sucesión ecológica.

Durante la Segunda Guerra Mundial, Malaya fue un país ocupado. No se efectuó ningún tratamiento silvícola y muchos de los bosques bajo manejo fueron aprovechados irracionalmente. En consecuencia, se desarrollaron grandes extensiones de bosque joven y coetáneo, como resultado de la exposición repentina de la regeneración natural a una plena iluminación solar. Este llegó a ser el concepto modular del Sistema Uniforme de Malaya, que en el año 1950 se implementó formalmente y en el cual se integró la técnica del muestreo diagnóstico periódico y cuantitativo.

Los puntos sobresalientes del Sistema Uniforme original fueron los siguientes:

- Se suponía una existencia adecuada de regeneración natural de las especies comercial, la cual aprovecharía una exposición repentina a plena iluminación solar.

-
- Se eliminó totalmente el dosel, con miras a crear un bosque coetáneo de especies deseables con una rotación de 70 años.
 - Se limpió la regeneración natural únicamente cuando el suelo debajo de la misma estaba despejado.
 - Se proponía controlar las lianas por medio de la sombra de un dosel nuevo. No se sabe si se logró esta meta.

Siete años después se modificó el sistema Uniforme para conservar en pie árboles de especies deseables menores que el diámetro mínimo de corta, abriendo así el camino hacia un sistema de manejo bicíclico.

En las décadas de la posguerra, la población de Malaya aumentó. Progresivamente, las tierras de las reservas forestales originales fueron ocupadas por la agricultura y por la urbanización.

Los pocos vestigios de los bosques formados por el Sistema Uniforme muestran una calidad superior, pero mayormente los bosques actuales de Malaya están restringidos a las tierras rocosas y montañosas, en donde el Sistema Uniforme no ha tenido éxito.

Etapas en la evolución del sistema silvícola de Malaya

Malaya/Malasia: Precipitación media anual siempre superior a 1500 mm. En 1901 se designó un Oficial Forestal para los Estados Federados. Después cada Estado fundó su propio servicio forestal. El Sistema Uniforme siempre se aplicó en terrenos planos.

1900-10: Tratamiento para favorecer *Palaquium gutta* y otras especies deseables existentes. No se prestó atención a la regeneración natural ni a los árboles sobremaduros.
 1910: Tratamiento de mejoramiento: Favorecer árboles jóvenes de *Palaquium* y de otras especies deseables existente. a) cortar árboles de especies no deseables con copas al mismo nivel y hasta 2 m por encima de las copas de una especie deseable. Cortar lianas. b) repetir el tratamiento después de dos años, aumentando la distancia entre copas a 3 m.
 1911: Tratamiento de mejoramiento: Favorecer árboles jóvenes de

especies deseables; inducir la regeneración natural.
 1935: Se inició el sistema de muestreo lineal para orientar tratamiento y programar el aprovechamiento.
 1937: El mercado se mejoró. Explotación más concentrada y mecanizada. Se suspendieron: a) tratamientos para inducir la regeneración natural -no fueron necesarios debido a la existencia adecuada de la misma y b) exceso de limpieza -retrocedió la sucesión ecológica.
 1941-1945: Segunda Guerra Mundial
 1950: El Sistema Uniforme de Malaya

Metas: Liberar la regeneración natural por medio de una tala rasa se supone: a) una existencia adecuada de brinzales de especies comercializables antes del aprovechamiento (b) eliminar el dosel, limpiar la vegetación secundaria solamente cuando está limpio abajo d) controlar lianas mediante un dosel nuevo adecuado, e) muestreo periódico.

A-6: Cortar lianas

A-1: Liberar árboles jóvenes de especies deseables

A. Aprovechar árboles maduros de especies deseables

A-6: Cortar o amillar árboles no deseables, más sotobosque
 Resultado: Buena existencia de regeneración natural de especies deseables

1922: Aumentó el aprovechamiento comercial, y la demanda por leña y postes para minería. Se intentó abrir el dosel gradualmente para establecer la regeneración natural y aumentar la proporción de especies deseables.

1927: Sistema de apeo para mejorar regeneración

A. Comercial (mercado amplio)

A-8 Cortar árboles jóvenes no deseables hasta 30 cm dap.

A-7: Cosechar árboles comerciales clase II

A-5: Limpieza

A-3 Cosechar árboles comerciales clase II

A-1: Limpieza

A. Cosechar árboles comerciales clase I (árboles 50 cm dap)

A-1: Limpieza

B. Del Estado (mercado restringido)

A-7: Amillar especies no deseables, limpieza

A-4: Amillamiento y limpieza

A-2: Limpieza

A: Cosecha árboles comerciales clase I

A-1. Envenenar árboles sobremaduros

Fuente: Baur (1964)

A-2: Muestreo lineal y enumeración de árboles comerciales.
 A. Aprovechamiento

A-1: Envenenar todos los árboles 5 cm dap

A-1/2 Muestreo lineal

A-5: Cortar lianas, limpieza, anillamiento donde es necesario

A-10: Muestreo lineal. Tratamiento en donde es necesario

A-20: Muestreo lineal. Tratamiento/entresaca en donde sea necesario

1957: El sistema uniforme

A-3.7: En un buen año de semillas abrir el dosel en donde la regeneración natural es deficiente

A-3.5: Limpiar bambudales

A-3: Despejar palmares densos

A-2: Cortar lianas

A-1/2: Muestreo de regeneración y enumeración de árboles comerciales

A. Aprovechamiento

A-1,2: Conservar árboles de especies comerciales menores que el dap mínimo de corta. Envenenar todas las especies no deseables 15 cm dap en sitio de sombra densa

A-2: Tratamiento de sitios dominados por especies de crecimiento lento

A-3,5: Muestreo de árboles jóvenes. Tratamiento de acuerdo con lo indicado: cortar lianas, eliminar especies no deseables y árboles en competencia con deseables

A-8,10: Muestreo de árboles. Tratamiento de acuerdo con lo indicado por medio del muestreo

Caso de Nigeria

Desde la segunda década del siglo XX, el Servicio Forestal en Nigeria limitó el aprovechamiento forestal a través de un diámetro mínimo de corta. Se observó una deficiencia de la regeneración natural de las especies comercialmente deseables por lo que se inició una serie de tratamientos empíricos, alrededor de árboles semilleros. El resultado de la tala rasa fue crear sitios que favorecieron las lianas. En otros ensayos, los trabajos de limpieza y entresaca resultaron demasiado intensivos y dispersos.

En el año 1944, se aplicó la primera versión del Sistema Tropical de Dosel Protector, con la meta de establecer antes de una explotación una base de árboles deseables para una cosecha futura.

El sistema incluyó muestreos periódicos del estado de la regeneración natural, un procedimiento que se conservó después. Una modificación del Sistema aplicado en la década de los años 50, tenía las siguientes deficiencias:

- Un número excesivo de operaciones (probablemente consecuencia de la composición del servicio: en 1959 contaba con 23 profesionales, 500 técnicos y peritos, 80 administrativos, y 1500 jornaleros)
- No se eliminaron los árboles sobremaduros o defectuosos
- El sistema no fue apropiado para controlar las lianas
- En los trabajos con latizales se eliminaron equivocadamente muchos árboles jóvenes de especies deseables.

La modificación del Sistema en el año 1961 tuvo como meta no perturbar el sotobosque para proteger los latizales de las especies deseables y también limitar la proliferación de las lianas.

Etapas en la evolución del sistema silvícola de Nigeria

Nigeria: Precipitación anual 3600 mm. Terreno plano a suavemente ondulado. Mucha de la selva pluvial es secundaria debido a la actividad humana realizada en el pasado. El Servicio Forestal fue establecido en 1915.

1- 1920-26: Explotación altamente selectiva, se fijó un diámetro mínimo de corta sin hacer referencia a la existencia de las especies deseables. No tuvo éxito en inducir la regeneración natural, por eso, se experimentó con la serie de tratamientos empíricos que a continuación se mencionan: 2- Tratamiento de Walsh, 1927-36: Tala rasa y quema para dejar 10 árboles semilleros/ha. Resultado: sitios de lianas enredadas.

3- Tratamiento de grupos, 1927-36: Selección de árboles intermedios para semilleros. Limpieza. Resultó demasiado intensivo para la época

4- Tratamiento de transición, 1927-36: Desarrollar regeneración en grupos y después, unir dichos grupos. Desventaja: trabajo muy disperso.

5- Sistema uniforme, 1927-36: Cortar lianas y abrir gradualmente el bosque durante los tres años antes de un aprovechamiento comercial. Siembra directa en los sitios de deficiente regeneración natural. Resultado: Buenas tasas de crecimiento.

6- Sistema Tropical de Dosel protector (T.S.S.), 1944

Meta: Antes de una explotación, establecer entre los árboles deseables la base para una futura cosecha.

A-8: Demarcar compartimentos

A-7: Cortar lianas. Limpieza para ayudar árboles jóvenes y brizales deseables.

A-6: Eliminar el piso mediano

A-5: Muestreo de regeneración natural

A-4: Abrir dosel

A-3: En aperturas, saneamiento contra heliofitas

A-2: Cortar lianas

A-2: Muestreo de regeneración natural.

A-1: Cortar lianas. Saneamiento precosecha

A. Aprovechamiento

Limpiezas, A+1, A+3, A+8 y A+13

Rotación: 100 años

Deficiencias: La implementación fue demasiado nunciosa

En el año de 194 se racionalizó la ordenación y la manera de aprovechar el bosque.

Fuente: Baur 1964

A-5: Demarcar compartimentos

A-4: Muestreo de regeneración natural:

Existencia adecuada de especies comerciales

A-3: Cortar lianas. Envenenar en los pisos inferiores árboles jóvenes de especies no comercializables y con copas densas.

Existencia deficiente de especies comerciales

A-3: Cortar lianas y árboles jóvenes de especies no comerciales. Envenenar en los pisos inferiores árboles jóvenes y con copas densas.

A. Aprovechamiento

A+1: limpieza precosecha

A+2: Cortar lianas y liberar árboles jóvenes de especies deseables

A+3: Eliminar dosel superior

A+15: Muestreo de especies comercializables

Caso de Trinidad

El Sistema Silvicultural de Dosel Protector de Trinidad fue desarrollado en lo que hoy en día es la Reserva Forestal Arena. Desde 1890 el sitio había sido dedicado a la agricultura, pero, debido a los rendimientos bajos a causa del suelo arenoso, se iniciaron labores forestales en el año 1927.

La primera tarea empírica fue eliminar la vegetación existente, quemar y establecer una plantación forestal. El resultado fue una fuerte invasión de gramíneas. El siguiente año un enfoque agroforestal resultó en costos elevados. Otro intento empírico fue plantar árboles debajo del dosel existente. Dicha plantación no prosperó y el ensayo fue discontinuado. En 1936 se descubrió la existencia de regeneración natural y en 1939 se aplicó el concepto de un dosel protector. Se observó la importancia de las aves y los murciélagos en diseminar las semillas de las frutas comestibles de ciertas especies forestales; inclusive se trajeron semillas de especies que se encontraban fuera de la Reserva.

Aprovechando la fuerte demanda para madera rolliza y aserrada y para combustible doméstico en la forma de carbón vegetal, en 1941 se aplicó por primera vez el Sistema de Dosel Protector. El objetivo básico era formar progresivamente el dosel protector, principalmente mediante un espaciamiento regular del dosel superior. Dicho sistema involucró tres etapas:

- Eliminación de los árboles sobremaduros y defectuosos.
- Venta de las trozas de los árboles maderables para dejar un dosel superior abierto, con un dosel inferior más espeso.
- Eliminación del dosel inferior, con la excepción de los árboles necesarios para ocupar aperturas.

Entre 1945 y 1950 se modificó el sistema, especialmente con respecto a los siguientes aspectos:

- Retener para fines silvícolas las especies leñosas no deseables, salvo cuando estén en competencia con buenos ejemplares de las especies deseables
- No cortar las palmas.

Evolución del sistema silvícola en la Isla de Trinidad 1927-50

El manejo forestal en Trinidad es intensivo debido a la escasez de madera en la isla. Se desarrolló el Sistema Tropical Bajo Dosel Protector (T.S.S.) en una zona de suelos arenosos bajo una asociación de Carapa-Eschweilera. El éxito del sistema dependió de la producción de carbón vegetal. En 1950 se modificó el sistema porque se observó que una rotación de 60 años era apropiada para las especies tradicionales, mientras 30 años era mejor para las heliófitas. Originalmente el sitio fue aprovechado y el bosque quemado antes de iniciar la agricultura nómada en 1890. Se comenzaron labores silvícolas en 1927. Ahora se cuenta con muchas más especies arbóreas de las que se encontraron originalmente en el sitio.

Tratamientos empíricos	Dosel Protector 1941	Dosel Protector 1945	Dosel Protector 1950
<p>1927: Tala rasa, quema y plantación. Fuerte invasión de gramiíneas.</p> <p>1928: Tala rasa, plantación de árboles intercalados con cultivos agrícolas. Limpiezas frecuentes. Costos elevados.</p> <p>1930-31: Plantación bajo dosel protector, suspendida después de un año.</p> <p>1932-36: Dosel protector, plantación con fomento de la regeneración natural.</p> <p>1939: Dosel protector con regeneración natural. Se redujo la plantación porque se observó que la regeneración natural fue abundante debido a la diseminación de semillas por aves y murciélagos.</p>	<p>1. Cortar lianas</p> <p>2. Formar progresivamente un dosel protector, mediante un espaciamiento regular del dosel superior. Hay tres fases: a) eliminar árboles sobremaduros y defectuosos, b) vender árboles con trozas maderables, para eliminar el dosel inferior, con excepción de los árboles necesarios para ocupar aperturas, c) venta de madera en trozas, postes y carbón vegetal.</p> <p>3. Cortar lianas. Raleo regeneración natural para dejar árboles deseables en un espaciamiento de 2,5 metros.</p> <p>4. Envenenar árboles del dosel inferior para reducir el dosel protector</p> <p>5. Envenenamiento anual progresivo del dosel protector, extrayendo fustes después de su muerte. Limpiar contra especies heliófitas no deseables. Cortar lianas en regeneración natural de especies deseables. Entresacar cada 4-5 años.</p>	<p>1. Cortar lianas.</p> <p>2. Formar progresivamente un dosel protector mediante, un espaciamiento regular del dosel superior. Hay tres fases: a) eliminar árboles sobremaduros y defectuosos, b) vender árboles con trozas maderables, para eliminar el dosel inferior, con excepción de los árboles necesarios para ocupar aperturas, c) venta de madera en forma de trozas, postes y carbón vegetal.</p> <p>3. Cortar lianas. Raleo regeneración natural para dejar árboles deseables en un espaciamiento de 2,5 metros.</p> <p>4. Envenenar árboles del dosel inferior para reducir el dosel protector.</p> <p>5. Envenenamiento anual progresivo del dosel protector, extrayendo fustes después de su muerte. Limpiar contra especies heliófitas no deseables. Cortar lianas en regeneración natural de especies deseables. Entresacar cada 4-5 años.</p>	<p>1. Cortar lianas.</p> <p>2. Formar progresivamente un dosel protector, mediante un espaciamiento regular del dosel superior. Hay tres fases: a) eliminar árboles sobremaduros y defectuosos, b) vender árboles con trozas maderables, para eliminar el dosel inferior, con excepción de los árboles necesarios para ocupar aperturas, c) venta de madera en forma de trozas, postes y carbón vegetal.</p> <p>3. Plantar en sitios con una baja densidad de especies deseables.</p> <p>4. Limpiar. Cortar sotobosque. Retener especies leñosas no deseables, con excepción de las que compitan con buenas ejemplares de especies deseables en la regeneración natural.</p> <p>5. Limpiar. Reducir especies leñosas no deseables. Cortar lianas.</p> <p>6. Envenenar árboles del dosel protector para dejar 45-50 árboles intermedios/ha de especies deseables. Raleo regeneración natural.</p>

Fuente: Baur (1964)

Puntos de partida

Lo expuesto deja la idea de que los resultados de un estudio de los sistemas silvícolas sirven para ayudar a identificar los problemas que se encuentran en los bosques poco conocidos y establecer los puntos de partida para los trabajos a desempeñar en un caso dado. Tales puntos de partida se pueden agrupar en una forma como la siguiente:

Observaciones por efectuar

- Analizar las influencias de la presión demográfica, el uso y la tenencia de la tierra y las responsabilidades por la administración del recurso sobre la silvicultura y el manejo.
- Reunir información sobre las propiedades físicas de las maderas comerciales y potencialmente comerciales. Agrupar las especies según su grado de comerciabilidad y posiblemente con respecto al color y la gravedad específica de cada una.
- Analizar y evaluar los mercados actuales y futuros para los productos del bosque. Localizar los centros de consumo local y regional y estudiarlos con la finalidad de satisfacer la demanda con madera procedente del bosque natural bajo manejo en las zonas circunvecinas.
- Dividir las especies del bosque en grupos ecológicos, prestando atención en particular a las heliófitas y las esciófitas. Con base en estas informaciones se comienza a formar la idea de la naturaleza de los tratamientos por aplicar para favorecer las especies de interés.
- Reunir información indicativa sobre los métodos de diseminación de semillas de las especies heliófitas y las de valor comercial.
- Reunir información sobre la estructura y la composición del bosque, especialmente con respecto a la existencia de:
 - árboles sobremaduros y defectuosos
 - árboles intermedios de las especies deseables
 - regeneración natural de las especies deseables
 - lianas leñosas y palmas
 - efectos de huracanes, sequías e inundaciones
- Por medio de un muestreo diagnóstico cuantitativo, determinar:
 - si se encuentra una existencia suficiente de las especies deseables para el manejo;
 - la mejor manera de fomentar el desarrollo de las especies deseables y ordenar las cosechas.
- Estimar las necesidades de personal para implementar un programa integrado y adecuado de silvicultura y manejo.

Experimentos piloto y demostraciones por implementar *

- Examinar los efectos sobre la regeneración natural de las quemadas controladas, la perturbación del suelo, la apertura del dosel y la limpieza del sotobosque.

* Tomado de Hutchinson 1988

- En donde existe un mercado para la madera de menores dimensiones, examinar la factibilidad de emplear el sistema de rebrotes (con o sin resalvos) para especies y productos apropiados. (Mientras se abastece el mercado para leña y madera de menores dimensiones, el sistema de rebrotes con resalvos permite asimismo crear una industria basada en las maderas finas producidas por medio de los resalvos).
- Examinar el comportamiento de árboles de las especies deseables ante diferentes tratamientos silvícolas y técnicas de mejora, llevando siempre una cuenta de gastos.
- Medir la tasa de crecimiento de las especies deseables referente a los tratamientos silvícolas o su ausencia, para estimar el largo de las respectivas rotaciones.
- Identificar el papel constructivo de las especies heliófitas y no comercialmente deseables en la silvicultura y el manejo del bosque.

Tratamientos de mejora y liberación de árboles seleccionados

Un Tratamiento de Mejora es una operación silvicultural que consiste en entresacar los árboles con un dap igual o mayor que el dap mínimo de corta, con el objeto de eliminar del dosel superior las copas amplias de los árboles maduros y sobremaduros. Esas copas quitan la iluminación solar a los árboles más pequeños y jóvenes, lo que reduce su tasa de crecimiento y desarrollo. Normalmente se exonera del tratamiento a árboles de las especies en vías de extinción.

El objetivo es aprovechar al máximo el recurso, dentro de los límites impuestos por la sostenibilidad, y así cancelar los costos de la intervención y ayudar a solventar las cargas financieras a largo plazo. Eliminar los árboles mayores impone sobre el bosque un marco de relativa uniformidad en tamaño y edad, lo cual es el primer paso hacia la ordenación para un bosque que nunca haya sido manejado. Los fustes de los árboles talados se aprovechan para el aserrio en el caso de las especies de valor comercial, mientras que las especies sin valor comercial actual se usan como leña para el consumo industrial y doméstico. En donde no existe mercado para la madera de los árboles residuales con diámetro mayor al mínimo de corta, posiblemente sería preferible anillarlos y/o envenenarlos.

En donde se talan los árboles mayores, se pican las copas con el fin de dejar el ramaje en contacto con el suelo y así facilitar una eventual germinación de las semillas de especies comerciales.

La liberación de árboles seleccionados es una operación silvicultural que se aplica a los árboles individuales inmaduros (dap a partir de 10 cm hasta el dap mínimo de corta) de las especies con valor comercial, de buena forma y calidad de fuste (árboles reservados o de futura cosecha). Alrededor de cada árbol seleccionado para la liberación (con base en la especie, vigor aparente y clase de calidad de fuste) se entresacan los árboles competidores, ya sea porque las copas están por encima de la copa del árbol seleccionado, o la tocan lateralmente. Es común entresacar uno o dos árboles competidores, lo que crea un pozo en el dosel para favorecer el desarrollo del árbol seleccionado. La entresaca produce fustes pequeños de todas las especies, los cuales podrían venderse como postes o leña.

El tratamiento de liberación permite la competencia entre árboles seleccionados excepto cuando se encuentran a una distancia igual o menor de dos metros entre un fuste y otro; en tales casos, se debe eliminar el fuste más pobre en calidad. Para todos los árboles seleccionados:

- Se eliminan todos los árboles que por roce o contacto directo dañan o podrían dañar al árbol seleccionado.
- Se cortan las lianas presentes en el fuste o que suban hasta la copa de un árbol seleccionado.

Entre los efectos positivos del tratamiento silvicultural de liberación están:

- En los casos de árboles seleccionados con el propósito de fomentar su desarrollo para que formen parte de cosechas futuras, un resultado del tratamiento es una tasa de crecimiento (en términos de área basal) de casi el doble de la tasa encontrada en árboles equivalentes no liberados. O sea que las especies de valor comercial aumentan el volumen disponible y se reduce el ciclo de corta. Además, con el tiempo aumenta la proporción de árboles de especies de valor comercial.
- Una relación muy parecida ocurre con los árboles no afectados directamente por el tratamiento silvicultural, los cuales crecen con una tasa de casi el doble de la tasa de árboles equivalentes en áreas donde no han sido liberados (Hutchinson (1993b)).

En algunas regiones se han aplicado tratamientos de mejora y/o liberación varios años antes del aprovechamiento, para que los árboles de las especies deseables puedan crecer bien. En otros lugares se ha integrado el mejoramiento y/o la liberación con el aprovechamiento, o bien lo han efectuado después. La Fig. 1 muestra las características que debe tener un árbol a ser reservado o seleccionado como de futura cosecha; la Fig. 2 resume lo que implica la liberación de un árbol seleccionado.

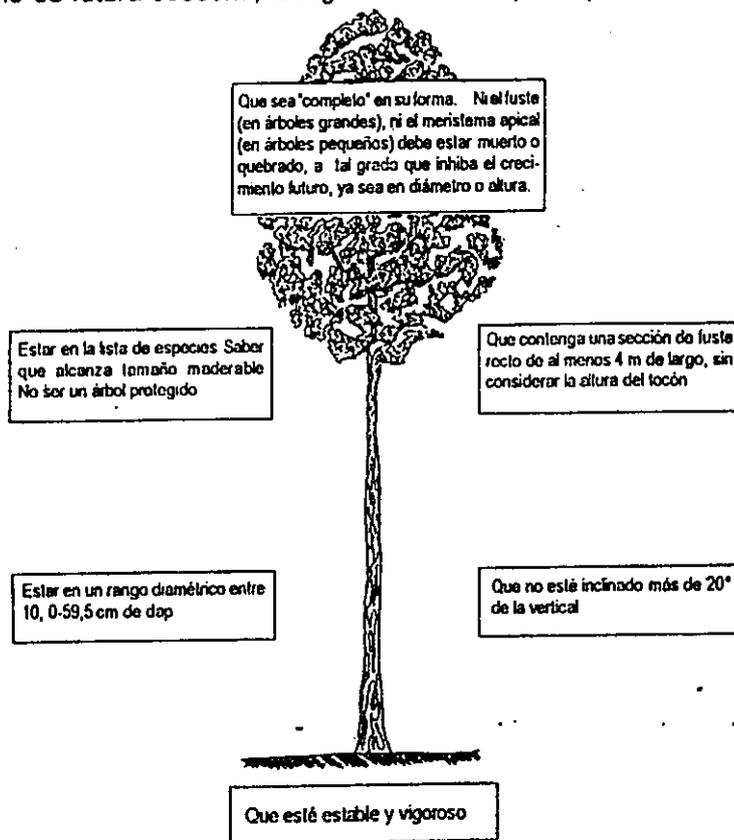


Fig 1. Características de un árbol reservado (futura cosecha)

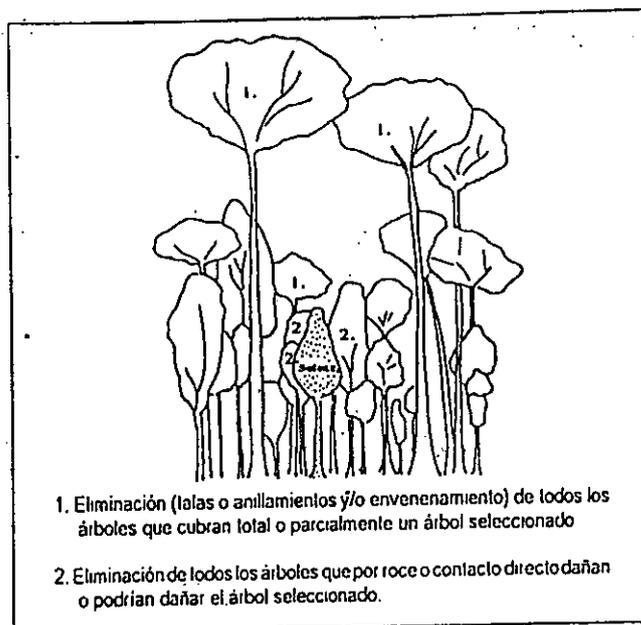


Fig 2. Liberación de un árbol seleccionado

Ejemplos de tratamientos de mejora y/o liberación

Congo

Este tratamiento, conocido en francés como "uniformisation par le haut" (uniformización por arriba) no fue aplicado formalmente en el Congo, pero ha llegado a influenciar las prácticas de la silvicultura en otras regiones. El tratamiento en sí se orienta por medio de una enumeración intensiva del bosque existente. Se cortan las lianas, se envenenan todos los fustes no deseables mayores de 20 cm dap, y también los fustes escogidos más pequeños, hasta una intensidad indicada por la enumeración.

Después del tratamiento, la amplitud de los diámetros de los árboles en el bosque se ve reducida. El dosel más abierto favorece la germinación y el crecimiento de la regeneración natural de las especies arbóreas deseables. Después de un periodo de 10 hasta 20 años, se esperaría que el bosque haya alcanzado una condición apropiada para el manejo de un sistema selectivo.

Costa de Marfil

Esta forma de tratamiento es parecida a la aplicada en el Congo, pero trata de asegurar el establecimiento de la regeneración. Sus características incluyen:

- corta de lianas
- eliminación de árboles no deseables del dosel superior
- raleo del dosel medio
- aperturas calculadas en el dosel inferior
- plantación de enriquecimiento en donde se ha encontrado una existencia menor a 100 latizales promedio por hectárea
- limpieza de la regeneración natural cada tres años, por un total de diez años.

Sarawak (Malasia)

Raleo de liberación que se aplica lo más pronto posible después del primer aprovechamiento del llamado bosque mezclado de dipterocarpáceas. Como características de la técnica, se incluyen las siguientes:

- Anillamiento y envenenamiento de todos los árboles de las especies deseables sobrevivientes mayores que el diámetro mínimo de corta especificado, y de todos los árboles de especies no deseables mayores que un dap especificado. (Esta fase del tratamiento es básicamente el "tratamiento de mejora" descrito al inicio de esta sección).
- Selección de árboles jóvenes e intermedios (10 -59 cm dap) de las especies deseables, con potencial para una cosecha final. Se cortan las lianas que se encuentran en dichos árboles (primera parte de las operación de liberación).
- Anillamiento y envenenamiento de los árboles de especies no deseables que traslapan, compitan o van a competir con los árboles seleccionados para formar parte de una cosecha final (segunda parte de la operación de liberación).

El resultado del raleo de liberación de Sarawak es un dosel nivelado y relativamente alto. Dicho dosel contiene aperturas resultantes del aprovechamiento y otras creadas por el tratamiento silvícola que incluye un tratamiento de mejora junto con la liberación de árboles seleccionados. Las aperturas creadas por el envenenamiento no son grandes y, por eso, favorecen el crecimiento de las especies que prefieren aperturas de un tamaño moderado y no a las lianas y especies heliófitas.

La regeneración natural establecida después del aprovechamiento y el subsiguiente tratamiento crece sin atención por un período de aproximadamente 30 años, cuando se ejecute la segunda cosecha selectiva. Después de esta segunda cosecha se escoge y se libera de la competencia otra población de árboles seleccionados, antes de eliminar los árboles no deseables del dosel superior.

En vista de que muchas especies del dosel inferior tienen copas amplias y densas, su eliminación aumenta mucho la iluminación solar al nivel del suelo, favoreciendo la germinación de la regeneración y acelerando la tasa de crecimiento de los árboles jóvenes existentes. La eliminación de fustes pequeños se efectúa por medio de hacha o machete. En el caso de fustes más grandes, cuyo volteo causaría mucho daño a la vegetación circundante se eliminan por anillamiento y/o envenenamiento.

Los tratamientos de mejora y liberación juegan un papel indispensable al preparar un bosque natural intervenido para el manejo. Es importante reconocer el valor de estos tratamientos, no solamente en el campo técnico, sino también en el campo socioeconómico. Los aspectos principales incluyen:

- Los costos son mínimos. El rendimiento en relación con la inversión es grande. Técnicamente, las posibilidades de fracasar técnicamente son casi nulas.
- Las observaciones de los resultados de los tratamientos contribuyen al conjunto de datos necesarios para implementar la silvicultura y el manejo.
- Con una inversión mínima en un tratamiento silvicultural se pueden establecer ciertos "derechos de propiedad". Así, un tratamiento silvicultural después del aprovechamiento

actúa como defensa contra la ocupación del bosque por agricultores y la transformación del mismo a otros usos de la tierra

- Representa el primer paso en el mejoramiento de la calidad del recurso.

Resumen de actividades silviculturales llevadas a cabo en algunos países

Congo Africa Central "L'uniformisation par le haut"	Costa de Marfil "Establecimiento de regeneración" 1960	Sarawak, Malasia "Raleo de liberación" 1975
<i>Meta: Influenciar el bosque no coetáneo hacia una uniformidad mayor. Aplicado antes del aprovechamiento</i>	<i>Meta: Abrir el dosel superior. Apertura cuidadosa del dosel inferior para no impulsar el crecimiento de lianas</i>	<i>Meta: Uniformizar el bosque, liberar de la competencia a árboles jóvenes y medianos de especies deseables y fomentar el desarrollo de la regeneración natural de las especies deseables.</i>
1. Muestreo intensivo para establecer la base para el tratamiento	1. Cortar lianas	A. Aprovechamiento
2. Cortar lianas. En el dosel superior envenenar árboles sin valor comercial. Envenenar árboles seleccionados más pequeños.	2. Eliminar árboles no deseables del dosel superior	A+1: a) Envenenar los árboles mayores que el diámetro mínimo de corta, por lo general sobremaduros o defectuosos. Cortar lianas en dichos árboles
<i>Comentario: Libera árboles deseables en el dosel superior pero no fomenta mucho la regeneración natural.</i>	3. Entresacar el dosel medio 4. Abrir cuidadosamente el dosel inferior 5. Limpiar cada tres años por 10 años	b) Seleccionar árboles de especies deseables 10+ cm dap aptos para una cosecha futura. Cortar lianas en los mismos. Liberar los árboles seleccionados a través de la eliminación de los árboles de menor valor comercializable, los cuales están o estarán en competencia con los seleccionados.
	<i>Comentario: Se supone una existencia suficiente de 100 árboles jóvenes o medianos por hectárea. Cuando el número existente es muy inferior a las 100 por hectárea se implementa la plantación de enriquecimiento.</i>	

Posibles resultados y gastos de los tratamientos silvícolas

En muchas de las regiones del bosque tropical se han aplicado diversos tratamientos silvícolas. Localmente se aceptan los resultados como satisfactorios porque la existencia de la regeneración natural es adecuada y los árboles seleccionados crecen a una tasa razonable.

Una vez establecida la regeneración natural es necesario asegurar que los individuos de calidad superior crezcan libres de competencia por parte de los árboles vecinos, de las especies heliófitas y de las lianas. La existencia inicial de árboles de especies deseables siempre tiene que ser algo mayor que la existencia final para una cosecha, a fin de dejar un margen para la mortalidad natural, los fustes defectuosos y la reducción de existencias.

Con referencia a los resultados de los tratamientos silvícolas, el Cuadro 1 muestra estimaciones del efecto positivo sobre la producción forestal en diferentes lugares. Los datos provienen de parcelas experimentales. Esta información señala que el resultado del tratamiento es un aumento en la producción, lo cual es importante en relación con el rendimiento del primer aprovechamiento y con las inversiones necesarias para el tratamiento (inversiones siempre muy inferiores a las necesarias para una plantación).

Pero, por otro lado, los incrementos resultantes del tratamiento silvícola en bosque natural todavía son inferiores a los de árboles en plantación. Entre las razones para estas diferencias están:

- Es posible vender madera de tamaños pequeños de la mayoría de las plantaciones, mientras que generalmente el bosque natural produce sólo para aserrío. Por ello, la medición de una plantación parte de una base distinta a la medición de un bosque natural. Por ejemplo, en muchas plantaciones se mide el fuste a un límite de aprovechamiento de 10 cm, mientras en un bosque natural el mismo límite puede estar en 40 o 50 cm. Diferencias de esta índole afectan directamente todos los cálculos de volumen y crecimiento.
- La intensidad de tratamiento de una plantación es mayor que la de un bosque natural. En consecuencia,
 - la limpieza constante de las plantaciones produce una tasa de crecimiento mayor que la de un bosque natural
 - los árboles deseables seleccionados en un bosque natural cuentan con competencia de una vegetación heterogénea, la cual reduce la tasa de crecimiento de los individuos deseables
 - en plantaciones, los volúmenes de madera entresacados siempre figuran como parte de la producción total de la plantación; en el bosque natural, los volúmenes eliminados en los tratamientos silvícolas raras veces están incluidos en la suma del volumen producido
 - en bosque natural, el espaciamiento de los árboles seleccionados de las especies deseables casi nunca es el óptimo; por eso, los niveles de producción también son inferiores a los de las plantaciones.

No obstante, no hay que perder de vista el hecho de que, mientras una plantación exige una inversión grande para su establecimiento y mantenimiento, un bosque natural puede ser manejado con una inversión un poco mayor que la necesaria para mano de obra (Cuadro 2). Además, con el tiempo y con tratamientos repetidos, el bosque natural va mejorando en calidad comercial hasta que en el futuro llegará a ser poco diferente de una plantación.

Cuadro 1. Aumento en el crecimiento esperado en un bosque natural como resultado de tratamientos silvícolas.

País	Tipo de tratamiento	Rotación (turno) Años	Primer aprovechamiento (m ³ /ha)	Futuro aprovechamiento (m ³ /ha)
Malaya	Apeos comerciales p. regeneración	70	60	150-290
Nigeria	Bosque protector	100	30	420
Trinidad	Bosque protector	60	90	350
Australia Oriental	Selección	(25)	20	125
Australia N.O.	Selección en grupos	(15-20)	30	40-50

Cuadro 2. Costos de diferentes tratamientos silvícolas.

Experimento*	Extensión (ha)	No de árboles promedio por ha		
		Seleccionados	Envenenados	Días/hombre promedio por ha
Tratamiento de mejora: Eliminación del dosel superior de árboles 60 + cm dap sobremaduros, defectuosos sobrevivientes del aprovechamiento selectivo. (personal: dos técnicos, 8-10 jornaleros).				
D, 1978	48	-	16,6	2,2
Raleo de liberación: Selección de especies descables, (personal: dos técnicos, 5-6 jornaleros)				
Árboles seleccionados 20-60 cm dap:				
B, 1975	48	20,8	41,0	2,2
Árboles seleccionados 15-60 cm dap:				
B, 1975	48	17,9	44,8	3,3
C, 1977	260	22,4	82,9	3,3
Árboles seleccionados 10-60 cm dap:				
B, 1975	48	22,4	35,2	3,8
C, 1977	260	19,1	59,2	4,2
D, 1978	48	25,4	80,6	3,1
Sistema uniforme de Malaya**: (personal: dos técnicos, 7-9 jornaleros)				
C, 1977	260	21,8	393,2	5,4
D, 1978	48	25,1	386,8	4,8

* Cifras de existencia para el experimento "B" son de parcelas permanentes. Otras existencias provienen de conteos efectuados durante tratamientos.

** Se aplicaría un raleo de liberación una vez por turno. Es necesario seguir el sistema Uniforme de Malaya con por lo menos un raleo del bosque en estado de regeneración.

Fuente: Hutchinson 1988.

Puntos de partida para la silvicultura de los bosques tropicales

Un estudio práctico de las reacciones de un determinado tipo de bosque a diferentes operaciones silviculturales es de gran ayuda para identificar los principales problemas que se pueden encontrar en bosques poco conocidos. Esas reacciones pueden luego ser reunidas como piezas para formar lo que más tarde puede llegar a ser un sistema silvicultural funcional y coherente. En otras palabras, observar las reacciones a diferentes operaciones silviculturales proporciona puntos de partida para el eventual desarrollo de un sistema silvicultural apropiado.

Tales puntos de partida pueden ser agrupados con la intención de orientar y disponer en secuencia las metas por lograr en áreas de bosque tropical que por primera vez van a ser puestas bajo manejo.

Donde exista poca información silvicultural para bosques previamente no manejados, los ensayos de operaciones silviculturales individuales y de simples tratamientos de mejoramiento ofrecen un medio para proveer rápidamente la información que puede conducir al desarrollo de un sistema silvicultural apropiado. La identificación de puntos de partida con los cuales empezar los ensayos es un importante paso en el proceso.

Las observaciones sugeridas comprenden:

- Analizar las posibles influencias en la silvicultura y el manejo de factores tales como la presión poblacional, el uso y la tenencia de la tierra y las responsabilidades existentes para proteger y administrar el recurso forestal. Esto ayudará en definir los objetivos de manejo.
- Analizar y evaluar los mercados presentes y potenciales, así como identificar los centros de consumo locales y regionales; estudiarlos con el objeto de satisfacer la demanda a partir de la producción de los bosques colindantes.
- Reunir información sobre las propiedades físicas de las maderas de especies forestales actual y potencialmente comerciales. Si no existen datos publicados, puede ser necesario enviar muestras a un laboratorio. Agrupar las especies en el bosque de acuerdo con su nivel de comerciabilidad, color y densidad. Esto ayudará a identificar los objetivos de manejo, simplificar la interpretación de resultados del inventario y sugerir las operaciones silviculturales por ejecutar.
- Utilizando la información disponible, dividir las especies forestales en grupos ecológicos, prestando particular atención a las que obviamente son exigentes de luz y a aquellas que son claramente tolerantes a la sombra. El conocimiento sobre este aspecto conllevará una impresión de la naturaleza del tratamiento silvicultural requerido para favorecer la mayoría de especies de interés. Es probable que información valiosa, no disponible de otras fuentes, pueda obtenerse por muestreo en tramos del bosque aprovechados en años recientes. Ningún sistema silvicultural puede aplicarse positivamente hasta que la reacción ecológica de las principales especies, consideradas como un grupo, puedan ser predichas al menos de una manera general.

- Recopilar información indicativa de los medios de distribución de las semillas de las principales especies deseables, así como las de especies exigentes de luz.
- Reunir información de inventarios sobre la estructura y composición de cada tipo de bosque importante, especialmente con respecto a la presencia de árboles viejos y defectuosos, árboles intermedios de especies comercialmente deseables, regeneración natural de especies comercialmente deseables, trepadoras leñosas, bambú y palmas. Asimismo, de los efectos de huracanes, inundaciones, sequía, fuego y procesos geomorfológicos.
- Por medio de un muestreo diagnóstico cuantitativo, junto con un inventario bien realizado de los tipos de bosque importantes, determinar:
 - si existen suficientes individuos de especies deseables para proveer una base para la silvicultura y el manejo dirigidos hacia la producción del siguiente aprovechamiento
 - una manera eficiente para favorecer los deseables existentes y programar los futuros aprovechamientos.

Experimentos piloto y demostraciones

- Aplicar tratamientos de mejoramiento donde sea apropiado. Observar los efectos, medir las reacciones del crecimiento y mantener un registro de los costos.
- Probar los efectos sobre la regeneración natural de la quema controlada, escarificación, apertura del dosel y limpieza del dosel inferior y el sotobosque.
- Donde exista un mercado para madera de pequeñas dimensiones, probar la factibilidad de emplear, para las especies y productos apropiados, ya sea un sistema de rebrotes con o sin resalvos. Este último suministra madera para combustible y construcción local, y puede satisfacer las necesidades de una industria establecida en cuanto a madera de calidad (Smith 1962).
- Probar el rol positivo en la silvicultura de las especies exigentes de luz, y aquellas no comercialmente deseables. Esto es, observar su utilidad como vuelo de protección para las especies deseables, su contribución a la composición de especies de la regeneración natural, el crecimiento en altura y la autopoda de los deseables, el control de enredaderas y la protección y calidad del sitio.

Donde exista poca información silvicultural de bosques no manejados con anterioridad, los ensayos de operaciones silviculturales individuales y de simples tratamientos de mejora y liberación ofrecen un medio para proveer rápidamente la información que puede conducir al desarrollo de un sistema silvicultural apropiado. La identificación de puntos de partida para empezar los ensayos es un importante paso en el proceso.

Bibliografía

- BAUR, G.N. 1964a. The ecological basis for rainforest management. Forestry Commission of N.S.W., Sydney, Australia.
- _____. 1964b. Tratamiento de los montes higrofilicos. *Unasyva* (FAO) 18(1): 18-28.
- BRUENIG, E.F.; POKER, J. 1989. Management of tropical rain forests. Utopia or chance of survival? Proceedings of an International Symposium at the Food and Agriculture Development Center of the German Foundation for International Development (DSE) in Feldafing, Germany. 15-21.1.1989. 112 p.
- HUTCHINSON, I.D. 1988. Points of departure for silviculture in humid tropical forests. *Commonwealth Forestry Review*, Oxford, (G.B.), 67(3): 223-230.
- _____. 1993a. Puntos de partida y Muestreo Diagnóstico para la silvicultura de Bosques Naturales del trópico Húmedo. Serie técnica. Informe técnico no. 204. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 32 p.
- _____. 1993b. Silvicultura y manejo en un bosque secundario tropical: Caso Pérez Zeledón, Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana*. No. 2: 13-18.
- LAMPRECHT, H. 1990. Silviculture in the tropics: tropical forest ecosystems and their tree species; possibilities and methods for their long-term utilization. Transl. by J.Brose et al. Eschborn, Germany, GTZ. 296 p.
- PICADO, W. 1992. Investigación aplicada en manejo de bosque natural secundario. Estudio de caso en el sur de Costa Rica. Tesis M.Sc. Turrialba, Costa Rica. CATIE, 142 p.
- SMITH, D.M. 1962. The practice of silviculture. Ed. by J.Wiley & Sons, New York. 578 p.
- WYATT-SMITH, J. 1987. The Management of tropical moist forest for the sustained production of timber: some issues. IUCN/ IIED Tropical Forest Policy, Paper no.4. 19 p.

Anexo

Tratamiento de mejora y liberación de árboles seleccionados

Bosque Natural Secundario de 30 años de edad

Coopemadereros R.L., Pérez Zeledón, Costa Rica

Paso 1: Aprovechamiento de árboles comerciales maduros

Se aprovechan todos los árboles a partir de un dap de 50 cm con corteza. Las especies comercial se destinan al aserrio; las otras se convierten en leña.

Paso 2: Liberación de árboles seleccionados

La liberación silvicultural se enfoca hacia las especies arbóreas que se enlistan abajo. El objetivo es liberar de la competencia lateral y desde arriba la copa de cada árbol seleccionado, como constituyente potencial de una cosecha futura. Cada árbol destinado a una cosecha futura se selecciona según:

- la especie botánica (lista de especies comercial)
- un fuste completo (no está quebrado)
- el fuste contiene un mínimo de cuatro metros rectos, sin nudos mayores
- una copa completa, vigorosa.

Especies arbóreas por seleccionar:

Aceituno	Cedro	María Ira
Ajillo	Cerillo	Jicaro de montaña
Alazán	Chiricano	Lechoso
Amarillón	Colorado	Manteco
Arenillo	Comenegro	Ojoche
Campano	Guanacaste	Pilón

En resumen:

- Se cortan todos los árboles de todas las especies de 50 cm dap o mayores
- Se conservan para una cosecha futura todos los árboles de las especies indicadas y de las calidades señaladas.
- Se cortan los bejucos de todos los árboles seleccionados por conservar.

UNIDAD 4

ORDENACION FORESTAL

Ordenación Forestal

Pasos a seguir en un Plan de Ordenación

La ordenación forestal consta de:

Un conjunto de análisis, que permiten comprender el conjunto de las capacidades de producción de bienes y servicios y el conjunto de restricciones de los que el gestor deberá tener en cuenta.

- Análisis del medio natural, de los factores ecológicos, completamente esencial.
- Análisis del medio económico y humano, es decir del conjunto de los factores externos socio-económicos.
- Análisis de las masas forestales cuya importancia es evidente.
- Análisis de las infraestructuras forestales, como las vías de saca y redes de drenaje, que ponen de manifiesto las inversiones y las mejoras deseables y las restricciones que pueden condicionar la explotación del bosque.
- Una síntesis, que teniendo en cuenta además de las orientaciones de política forestal, las restricciones propias del propietario y las experiencias de las actuaciones en el pasado, conduzcan a definir unos objetivos a largo plazo y los objetivos para la duración del periodo de aplicación de la ordenación.
- Funciones principales asignadas al bosque según las zonas y rango jerárquico de las diversas funciones de producción, protección, uso social, etc.
- Estructuras de las masas a buscar como ideal. Elección del tratamiento silvícola.
- Clasificación en cuarteles.
- Especies principales y secundarias a elegir según el sitio; composición deseable de las masas a largo plazo y al final de la ordenación.
- Edades de madurez de las especies y dimensiones a alcanzar a esas edades.
- Elección del método de ordenación.

Las programaciones de todas las intervenciones necesarias o deseables durante la duración del periodo de aplicación de la ordenación.

En materia silvícola, esta programación se fundamenta en algunas decisiones esenciales

- Determinación de la superficie a regenerar durante la duración del periodo de aplicación de la ordenación.
- Clasificación de los cantones.
- Estimación de las posibilidades.
- Definición de los modelos de silvicultura y de las normas de los trabajos silvícolas a aplicar.

La programación se traduce por:

- Un programa de cortas (plan de cortas).
- Un programa de trabajos de conservación y reposición por una parte, de infraestructura por otra (plan de mejoras). Estos trabajos pueden ser, bien obligatorios, o bien menos urgentes; estos últimos deben ser clasificados por orden de prioridad.
- Deben especificarse todas las disposiciones particulares útiles en el caso concreto del bosque.
- Un balance provisional, económico y financiero refleja las consecuencias de las disposiciones previstas sobre los aprovechamientos y los ingresos

esperados y los medios y gastos a prever. El balance provisional (eventualmente con varias opciones) se confronta con el último balance pasado.



Se entiende por Ordenación Forestal al proceso de planificación y organización de la gestión del ecosistema y de sus recursos, traducida en la definición razonada de objetivos sociales, económicos y ecológicos, entendidos como el conjunto de bienes y servicios tangibles e intangibles a obtener a partir de un manejo sustentable de los recursos naturales e introducidos.

Considera, además, una programación de las intervenciones necesarias o deseables y los trabajos de todo tipo que deberán conducir hacia los objetivos definidos, para finalmente incluir un seguimiento permanente de los resultados.

La ordenación forestal es el pilar fundamental para cumplir con el manejo forestal sustentable.

La Ordenación Forestal busca:

- La conservación del recurso en el tiempo,
- la valorización del recurso y,
- la búsqueda del equilibrio del bosque.

El instrumento que permite abordar y elaborar adecuadamente estos principios es el plan de ordenación, que corresponde al documento de planificación y organización, que define los objetivos de conservación y utilización del territorio y sus recursos, a través del manejo sustentable de ellos.

Intensidad de Cosecha y Ciclos de Corta en el Manejo de Bosque Natural

Simposio Internacional : Posibilidades de Manejo Forestal Sostenible en América Tropical

Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, 15-20 de Julio de 1997

Juvenal Valerio

Instituto Tecnológico de Costa Rica
Casilla 159 7050, Cartago Costa Rica

Palabras clave: Bosque tropical, intensidad de cosecha, ciclo de corta, manejo de bosque, sistemas policíclicos, diámetro mínimo de corta, DMC, incremento.

Resumen

Se introduce el concepto de macroorganismo para resaltar la importancia de las estrechas relaciones entre los diferentes componentes del ecosistema bosque, se resalta la importancia de la diversidad, tanto de formas de vida, de especies y de genotipos dentro de especies. Esta diversidad está relacionada con la robustez del ecosistema y es la garantía de su estabilidad. El tamaño y estructura de las diferentes poblaciones es el producto de las exigencias de las especies y de las características del ambiente, la estructura observada es la mejor respuesta del ecosistema ante estas características. El bosque desempeña una serie de funciones ecológicas que cada día cobran mayor importancia económica, por lo que es importante lograr un equilibrio entre la producción de madera y la conservación de las funciones del bosque; este es el principal reto de la planificación del manejo forestal.

El aprovechamiento primitivo de los bosques tropicales consiste en un descreme de los mejores árboles de las especies más valiosas; este tipo de aprovechamiento no puede considerarse manejo. Los sistemas de manejo por selección, basados en un diámetro mínimo de corta, presentan el riesgo de tener un efecto disgénico sobre las poblaciones de las especies de mayor valor económico. Para enfrentar el efecto detrimental del descreme y mitigar el efecto disgénico de la selección, se plantea distribuir equitativamente el impacto del aprovechamiento entre el mayor número de especies y tomar en cuenta, a la hora de definir la intensidad de cosecha, las características de la estructura de las poblaciones y del ecosistema. En el proyecto BOLFOR se ha desarrollado una hoja electrónica, denominada "COSECHA" que determina el número de árboles a aprovechar por especie de acuerdo con un porcentaje de intensidad de cosecha; asimismo determina, a partir de la información del inventario, la distribución diamétrica por especie de los árboles a cosechar.

En la Región Tropical se han probado diferentes lapsos entre intervenciones de cosecha, ciclos de corta, se observa que los intereses económicos tienden a reducir el ciclo y que esta reducción por lo general ha conducido a una degradación del bosque. Los principales factores que determinan la magnitud del ciclo de corta son: el ciclo de nutrientes e hidrológico, los procesos de sucesión dentro del bosque, alcanzar el nivel original de biomasa y que se haya recuperado el volumen original de las especies

aprovechadas. El ciclo de corta debe contemplar el tiempo para que el bosque recupere su estructura madura y los niveles en los procesos vitales como el de la silvigénesis.

En el proyecto BOLFOR se ha desarrollado una hoja electrónica denominada "TUNEL" que hace una proyección del diámetro de los árboles individuales de un inventario, esto permite determinar el volumen alcanzado por los árboles remanentes y se puede comparar con el volumen correspondiente de los árboles que al inicio del estudio presentaban un diámetro mayor que un diámetro mínimo de corta ponderado (DMC/P), fijado de acuerdo con la intensidad propuesta para el bosque. El volumen de los árboles que están sobre el DMC/P es la meta del bosque, cuando los árboles remanentes alcanzan ese volumen se acepta que se ha recuperado la cosecha.

Introducción

Se entiende, en este documento, como manejo de bosque natural al conjunto de decisiones técnicas tendientes a obtener una cosecha de madera, de tal manera que después de un lapso, denominado ciclo de corta, se pueda aprovechar un volumen de madera parecido y de calidad equivalente, sin detrimento de las funciones ecológicas del bosque. La estructura del bosque es el producto de la regeneración natural, sin que medie la intervención humana, más allá del acondicionamiento del sitio para favorecer la germinación o establecimiento de la misma.

El bosque es un ecosistema compuesto por una gran cantidad de organismos con un arreglo que les permita funcionar como un todo. Podemos pensar en el bosque como un macroorganismo, forma de vida de gran magnitud. Dependiendo de la hospitalidad del ambiente, la variedad de los organismos, tanto plantas como animales, presentes en el bosque será mayor o menor y el bosque se considera más o menos robusto. El término robustez se refiere a las características estructurales del bosque que sugieren una mayor, o menor, capacidad de recuperar la estructura original, en un tiempo determinado, después de un disturbio, sea este natural o causado por el hombre. La robustez comprende el concepto de resiliencia y está en función de factores limitantes, propios del ecosistema o de otros factores como la extensión del bosque y el grado de disturbio por intervenciones anteriores.

Cada especie ocupa un nicho importante en el ecosistema, aparentemente algunos nichos pueden ser llenados por diferentes especies, pero no todas las funciones de una especie se pueden sustituir. La diversidad de formas de vida responde a la necesidad de llenar diferentes nichos dentro del ecosistema.

La diversidad biológica comprende la variabilidad atribuible a la presencia de diferentes formas de vida y de diferentes especies, tanto de plantas como de animales, pero también a los diferentes arreglos de la información genética de los individuos de cada especie; cada individuo contiene una combinación única de genes que, al interactuar con el ambiente, le da un aspecto o fenotipo único (Ashthon, 1996). La diversidad de la estructura original del bosque es la mejor respuesta del ecosistema ante las características del sitio, clima y suelo y entre más se cambie esa estructura, mayores son los riesgos, tanto ecológicos como económicos.

El tamaño de cada una de las diferentes poblaciones, grupo de individuos de la misma especie, responde a sus exigencias ambientales y sus características de reproducción y de dispersión de semillas, en el caso de las plantas. Por otra parte la proporción de las diferentes poblaciones en la comunidad responde a las características de la dinámica propia del ecosistema.

El bosque cumple una serie de funciones ambientales, como son la estabilidad de los ciclos de nutrimentos y del agua, la estabilidad del suelo, la diversidad biológica, la conservación de un ambiente natural que determina las características del clima en las áreas aledañas y constituye una alternativa de recreación y de belleza escénica. El aprovechamiento de madera es la intervención más importante del hombre en el bosque, por la magnitud del impacto sobre el ecosistema y por la intencionalidad económica, que lo justifica como actividad humana. Estos dos aspectos son antagónicos e identificar un punto de equilibrio, entre el grado de impacto y la rentabilidad, es uno de los principales objetivos de la planificación del manejo forestal.

Intensidad de cosecha

Baur (1964) señala que virtualmente en todas las áreas de bosque húmedo la primera operación de cosecha ha sido de carácter selectivo, en la que el maderero aprovecha los árboles de las especies más valiosas y de mejor forma, este "descreme" no se puede considerar manejo.

Cuando se corta un árbol, se elimina del ecosistema un arreglo particular de información genética que difícilmente se presenta en otros árboles, cuanto mayor es la intensidad del aprovechamiento, mayor es el riesgo de perder información. Esta información le permite a la especie adaptarse a ambientes cambiantes; si la diversidad de juegos de información se disminuye, también se disminuye la capacidad adaptativa de la población y se aumenta el riesgo de la extinción de la especie y del drenaje genético.

Bawa et al (1991) indican que en la mayoría de los árboles del bosque tropical se presenta dioicismo o mecanismos de autoincompatibilidad, que obligan a la existencia de diversos individuos para hacer posible su reproducción, ya sea porque hay árboles que producen exclusivamente flores hembra o macho, en el caso del dioicismo; o por que, aunque un árbol presente flores hembra y macho existen barreras fisiológicas o estructurales que impiden la autopolinización, como en el caso de las especies que presentan autoincompatibilidad. Este hecho es doblemente detrimental para las poblaciones que ven disminuido el número de árboles en edad reproductora. Por ejemplo, el pilón, *Hyeronima oblonga*, es una especie dioica y, en forma natural, presenta poblaciones de baja densidad, por es doble.

El aislamiento, o el fraccionamiento del bosque en porciones pequeñas o la reducción artificial de una población provoca la endocria, cruce entre parientes cercanos. El cruce entre genotipos emparentados conduce hacia la homocigosis, cuando para un determinado carácter se recibe información idéntica del padre y de la madre, en contraste con la heterocigosis en la que las informaciones, transmitidas en el polen y el óvulo, son diferentes. La homocigosis permite la manifestación de caracteres

recesivos, en algunos casos estos caracteres presentan fallas de adaptación o se manifiestan como enfermedades congénitas.

Se ha observado la disminución de determinadas poblaciones, por ejemplo la mara o caoba, *Swietenia macrophylla*, que por la importancia en el mercado internacional de la madera, ha sufrido un proceso de degradación que amenaza su perpetuación en diferentes bosques neotropicales. La regeneración natural de caoba, observada en algunos sitios del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, presenta una respuesta muy pobre al ataque de la polilla barrenadora del brote apical, *Hypsiphila grandela*; es posible que este hecho se pueda explicar por la estrecha y pobre base genética de la población, el reducido número de árboles y, que los que no fueron talados, presentan muy mala forma; recorriendo el parque se pueden verificar estas condiciones.

Las primeras aproximaciones al manejo de bosque consisten en lo que Gordon (1957), citado por Baur (1964), denomina "Sistema Tropical de Selección", en el que se especifica un diámetro mínimo de corta y un ciclo de corta, en la mayoría de los casos, más bien reducido. Dawkins ha denominado a este sistema primitivo de manejo "Sistema Uniforme Estratificado". Sin embargo, esta técnica frecuentemente ha conducido a la desaparición de las especies más valiosas y su sustitución por los peores árboles.

La abundancia de cada especie responde a la dinámica propia de su población y al equilibrio entre las poblaciones que conforman la comunidad y que compiten por los recursos que ofrece el sitio. Si se disminuye, artificialmente, la población de una especie se rompe el equilibrio frente a las restantes especies y se origina un desbalance en la capacidad de producción de semillas y, por lo tanto, se disminuye la ocupación del espacio por esa especie en el bosque. La disminución del espacio ocupado por una especie, puede conducir a la desaparición paulatina y al deterioro de la calidad de la población de la misma, si se repite la intervención en diferentes ciclos de corta.

Dawkins (1960), citado por Lamprecht (1990), indica que el sistema del Diámetro Mínimo de Corta (DMC) conduce a una selección desfavorable, porque afecta a los árboles de mejor crecimiento de cada especie, con lo que inevitablemente se arruinará el bosque. Por otra parte, Baidoe (1970) hace referencia a los efectos disgénicos de un sistema de diámetro mínimo, en los rendimientos de un segundo ciclo de corta en la Reserva Forestal Pra-Annun, en Ghana. Palmer (1975) indica que todos los sistemas de corta policíclicos con diámetro límite de corta son genéticamente detrimentales y señala que aún un pequeño número de ciclos tendrán un efecto sustancial en reducir la proporción de los árboles de crecimiento más rápido, pone como ejemplo el régimen de corta propuesto en 1971 para la especie *Mora excelsa* en Trinidad e indica que, de acuerdo a la intensidad y frecuencia de cortas propuesta, se teme que al término de tres ciclos de 25 años la especie desaparezca de ese bosque.

Para enfrentar el problema del deterioro de las poblaciones de las especies más valiosas y mitigar el drenaje genético causado por el aprovechamiento de los árboles de mayor tamaño, justamente los que superan un determinado DMC, se debe distribuir equitativamente el impacto del aprovechamiento entre el mayor número de especies posible. No es conveniente cosechar las especies más valiosas, que han sido aprovechadas selectivamente en el pasado. La abundancia y estructura poblacional de

cada especie permite definir el número de individuos para aprovechar, este número debe ser proporcional a la abundancia de la especie y se debe mantener la misma proporción de aprovechamiento en cada una de las especies.

La distribución diamétrica de los árboles de las diferentes especies es el producto de la dinámica de cada población, las especies que son capaces de establecerse a la sombra y que pueden esperar a que se den niveles adecuados de luz para su total desarrollo, presentan poblaciones abundantes, con una distribución siguiendo una "J" invertida y representación en todas las categorías diamétricas; aparentemente estas poblaciones son más robustas y soportan el aprovechamiento de un mayor número de árboles. Por otra parte están las especies muy exigentes que requieren altos niveles de energía y, por lo tanto, la apertura de un claro para establecerse. Estas especies presentan una distribución diamétrica que no sigue un patrón definido, más bien parece

aleatorio y no necesariamente hay individuos en todas las clases diamétricas; en realidad la distribución de los individuos refleja la frecuencia de apertura de claros que coincidieran con la presencia de semillas viables de la especie. Estas especies parecen ser más susceptibles a la disminución de su población. Las especies del primer grupo se denominan como de estrategia "K", mientras que las otras de estrategia "r" (Valerio y Salas, 1997). Además de las características de la estructura de cada población, hay que atender la información fenológica y de autoecología disponibles para seleccionar las especies que se aprovecharán. Hay listas de especies amenazadas, en peligro y en vías de extinción que se deben respetar, también hay que tomar en cuenta la abundancia de determinadas especies en cada bosque en particular. Una abundancia reducida se puede atribuir a varios factores: 1) que la especie está fuera de su ámbito natural, 2) que se presenta en agregaciones en microclimas muy específicos, 3) que su estrategia de perpetuación se fundamenta en poblaciones reducidas, o 4) que haya sido aprovechada en forma selectiva en el pasado.

La intensidad de cosecha de cada especie se define como un porcentaje de la población inventariada, este porcentaje es el mismo para todas las especies por aprovechar. Se pueden probar diferentes intensidades de manera que la cosecha total sea de alrededor de seis árboles por hectárea; se ha observado que la intensidad del daño del aprovechamiento con una cosecha de esta magnitud, es aceptable si se han observado normas de tala dirigida, planificación de caminos, etc. Por otra parte, seis árboles por hectárea constituyen una cosecha rentable. La intensidad debe responder a la robustez del bosque.

En virtud de que cada especie presenta una distribución diamétrica particular y de que a todas se les aplica el mismo porcentaje de aprovechamiento, los diámetros mínimos de corta varían de especie en especie y entre bosques. De cada especie se aprovechará un determinado número de individuos, de acuerdo con la abundancia de la misma, estos árboles se seleccionarán entre los de mayor diámetro. Se denomina Diámetro Mínimo de Corta Ponderado (DMC/P), al promedio de los diámetros mínimos de las diferentes especies, ponderado por el número de individuos que se propone aprovechar en la clase diamétrica menor correspondiente.

Un ejemplo de la aplicación del concepto de distribuir equitativamente el impacto del aprovechamiento entre varias especies se desarrolla en la hoja de cálculo "COSECHA"

desarrollada en el Proyecto BOLFOR y contempla la intensidad de cosecha, igual para cada una de las especies seleccionadas, el número de árboles se determina como un porcentaje del número total de árboles encontrados en el inventario. Por ejemplo se presentan las especies, el número por hectárea, el número de árboles a extraer y la distribución diamétrica de los individuos para cosecha, en el estrato alto denso de un bosque húmedo en el departamento de Santa Cruz, Bolivia. La intensidad de aprovechamiento es del 12 por ciento de la población inventariada (TOTAL), el número de árboles por hectárea propuestos para la cosecha (COSECHA/ESPECIE), corresponde a ese porcentaje. Del total de los árboles correspondientes a estas especies se aprovecharán 5,1 árboles por hectárea y quedará un 88% de cada población para que se mantenga la producción de semillas. Se pretende que ninguna de estas especies sufra un efecto detrimental mayor que el de las demás y que la porción de las poblaciones remanentes mantenga una buena parte de la información genética y que se dé el libre intercambio de la misma.

En condiciones de manejo comercial, por lo general, es alto el riesgo de que la precisión, a la hora de seleccionar los árboles para cortar, sea pobre, y en vista del interés económico y de la tradición de hacerlo así, siempre habrá una tendencia para cortar un mayor número de árboles de las especies más valiosas. Para enfrentar este riesgo es necesario capacitar al personal involucrado en el manejo en todos los niveles, desde los obreros en el campo hasta los gerentes y propietarios de las empresas, para que haya además de la capacidad técnica y operacional, la voluntad de hacerlo bien.

Distribución diamétrica del número de árboles a cosechar por hectárea. Volumen de cosecha y DMC/P.

Ciclo de corta

Se han definido dos sistemas principales de manejo, en uno de ellos, denominado monocíclico, se contempla el aprovechamiento de toda la masa comercial disponible y la espera de un lapso necesario para el establecimiento y maduración de la nueva cosecha, a este lapso se le conoce como turno o edad de rotación. Por otra parte, en los sistemas policíclicos se aprovecha sólo una parte de la masa comercial, reteniendo parte de la población para que complete su madurez, produzca semillas y para conservar la estructura del bosque, de manera que se mantengan las funciones ecológicas, los procesos de regeneración y de control del clima, así como los ciclos y flujos de minerales, agua y energía. Por las características estructurales de los bosques de las regiones Neotropical y Mesoamericana, así como por la creciente importancia económica de las funciones ecológicas del bosque, se acepta a los sistemas policíclicos como la forma más adecuada de manejo de nuestros bosques.

A través de la historia del manejo del bosque natural en la Región Tropical se han probado diferentes lapsos entre cosechas, algunos corresponden con el turno y otros con verdaderos ciclos de corta. En Nigeria se propuso un ciclo de corta de 100 años y un DMC de un metro, sin embargo al llevar a la práctica el esquema se encontró que la estructura del bosque no respondía con el dinamismo que se esperaba (Neil, 1981). En muchas oportunidades los grupos de poder económico han presionado para que se reduzcan los ciclos de corta, tal como lo indica François (1977) al analizar la reducción del ciclo de corta, de 25 a 15 años, implementada en Ghana en 1970. Esta reducción

se hizo con fines comerciales, para incrementar la disponibilidad de volúmenes de madera y los efectos negativos en la calidad de la masa son evidentes.

Ante el éxito económico del Sistema Tropical Bajo Dosel desarrollado en Trinidad, se redujo el tiempo entre cosechas de 60 a 30 años para duplicar la disponibilidad de materia prima para la elaboración de carbón (Neil, 1981). Esta medida condujo a un cambio en la composición florística del bosque. En Surinam se plantea un sistema policíclico con ciclos de 20 años (Jonkers, 1987), valdría la pena evaluar los resultados a mitad del ciclo para determinar las expectativas de éxito del esquema.

En un estudio en el que se simuló el efecto de diferentes esquemas de aprovechamiento de bosques naturales en la Península de Osa, Costa Rica, Howard y Valerio (1992) encontraron que si se aplicaban dos ciclos de corta de 10 años, en un período de conversión del bosque y si luego se mantenían ciclos de corta de 15 años, el área basal del bosque disminuiría paulatinamente hasta mantenerse prácticamente inalterada en un nivel cercano al sesenta por ciento del área basal encontrada originalmente en el bosque, a partir de sexto ciclo, es decir 80 años después de la primera intervención. El escenario correspondía a un aprovechamiento rentable pero sumamente cuidadoso, tanto en la planificación como en la ejecución. La reducción en el área basal del bosque es una indicación de que los ciclos de corta reducidos, a pesar de que se cumplieran todos los supuestos de partida, no garantizan mantener el potencial de producción del bosque. En condiciones de manejo comercial, en la que por lo general priva el interés económico inmediatista, la reducción arbitraria de los ciclos de corta conlleva un alto riesgo de una degradación total del bosque.

Los principales factores que determinan el ciclo de corta son: 1) el restablecimiento de los ciclos de nutrientes e hidrológico, 2) la dinámica normal de la silvigénesis, 3) que se haya alcanzado el nivel original de biomasa mediante la producción neta y 4) que se haya alcanzado el volumen original de las especies aprovechadas. Una de las amenazas para la estabilidad de los ecosistemas del trópico húmedo es la pérdida de los minerales, esenciales para la vida, llamados nutrientes. Estos nutrientes son arrastrados por el agua hacia capas profundas del suelo, mediante el proceso de lixiviación y a partir de determinada profundidad las raíces de los árboles ya no son capaces de absorber los minerales y estos se pierden.

En el suelo del bosque existe una densa red de raíces superficiales que, en asocio con hongos específicos forman micorrizas, para capturar más eficientemente los minerales que se encuentran en el suelo y los retienen en los tejidos de las plantas y en los de los animales que se las comen; de esta forma en los ecosistemas tropicales, la mayor proporción de minerales se encuentra en la biomasa. Cuando un organismo muere los minerales que contiene en su cuerpo son devueltos al suelo, de donde las plantas los toman de nuevo, cerrándose así el ciclo de nutrientes. Existen muchas adaptaciones para evitar la pérdida de minerales del ecosistema, el bosque natural mantiene un equilibrio entre las entradas y salidas de minerales del ecosistema, cuando hay una perturbación, caída natural de árboles o deslizamientos de suelo, por ejemplo, el ecosistema restablece el equilibrio en un tiempo proporcional a la magnitud del evento.

En el caso de alteraciones causadas por el hombre también se restablece el equilibrio, pero si la intervención es muy intensa o frecuente el tiempo para recuperar las condiciones originales puede ser tan grande que pareciera, para el horizonte de

análisis del hombre, que no hay tal recuperación. Existe un equilibrio entre entradas y salidas, manteniéndose en circulación un volumen de minerales, determinado por las características del sitio. Las fuentes de nuevos nutrimentos son la meteorización del material parental, originador de suelo, la fijación de nitrógeno atmosférico y la caída de aerosoles y otras partículas mayores, transportadas por el viento o solubilizadas por la lluvia.

En términos generales la entrada de minerales al ecosistema es lenta, responde a procesos geológicos. Cuando sucede una perturbación artificial se rompe el equilibrio entre entradas y salidas y se empobrece el ecosistema, se requiere un lapso para restablecer el equilibrio y recuperar los niveles de nutrimentos en el ciclo. Según Jonkers (1987) el aprovechamiento de 23 m³ de madera provoca la remoción de cerca de 50 kg. de nitrógeno y 160 kg. de otros minerales (P, K, Ca y Mg). Se estima que en el lapso de un ciclo de corta, propuesto para 20 años, se puede compensar las pérdidas de minerales, si se incrementara el volumen aprovechado, el tiempo necesario para compensar las pérdidas es mucho mayor.

Palmer (1975) señala que el daño causado por el madereo depende más del número de árboles talado que del volumen aprovechado, aunque este será proporcional. El equilibrio de nutrimentos en el ecosistema, al igual que la información genética, están directamente afectados por la intensidad del aprovechamiento y la longitud del ciclo de corta. Otro riesgo de pérdida de minerales es la erosión, proceso de pérdida de las capas superficiales del suelo y en el caso de cárcavas, más profundo aún. En el aprovechamiento, la apertura de claros por la caída de los árboles y la construcción de caminos provocan erosión, además de incrementar la lixiviación, como se dijo, se remueve del ecosistema la porción de minerales almacenados en la madera. Se deben emplear las técnicas de planificación y ejecución para disminuir el impacto del aprovechamiento forestal, estas técnicas contemplan la disminución del tamaño de los claros y de la proporción de árboles dañados, minimizar la superficie de caminos y patios de acopio, asegurar la construcción de obras y estructuras para disminuir la erosión y evitar la obstrucción de ríos o quebradas (Cordero y Meza, 1993). Al disminuir el uso de maquinaria pesada y sustituirla, en algunas etapas de la extracción de la madera, por la fuerza animal se disminuye el impacto al medio y la dependencia de tecnología importada, por la que hay que pagar caro, esto abre también la posibilidad de ampliar la participación del campesino en el aprovechamiento y por lo tanto incrementar sus utilidades (Cordero, 1995).

El ciclo de corta debe contemplar el tiempo necesario para que se recuperen los niveles originales en el ciclo de nutrimentos y para que la estructura, del sotobosque principalmente, asegure que los niveles de erosión vuelvan a ser parecidos a los que presentaba el bosque antes de la intervención. Para hacer estimaciones de la magnitud de los ciclos de corta es necesario contar con información de la dinámica y crecimiento de los bosques. El proyecto BOLFOR conduce estudios sobre crecimiento en bosques intervenidos en diferentes regiones en el departamento de Santa Cruz, Bolivia. La información de estos estudios ha permitido determinar, en forma preliminar, tasas crecimiento (Contreras et al, 1996). Para determinar la ecuación que describe el comportamiento del incremento corriente anual (ICA) se usa el método de los mínimos cuadrados, análisis de regresión. La ecuación general que se usa, es una modificación de la planteada por von Vertalanffy (Valle, 1986).

En esta ecuación el ICA se explica en función de la dimensión del árbol.

$$ICA = Ad + Bd^{0,67}$$

Donde:

ICA es el incremento en un año, variable dependiente,
d es el diámetro del árbol, variable independiente,

A y B son parámetros relacionados con el volumen y la superficie del árbol respectivamente. A es menor que cero, mientras que B lo es mayor, 0,67 es la potencia que propone von Bertalanffy para relacionar la dimensión del organismo con su superficie.

El incremento observado en el caso de los bosques de Lomerío se describe mediante la ecuación:

$$ICA = -0,017dap + 0,098dap^{0,67}$$

A partir de la información de incremento se puede estimar, mediante el procedimiento de los tiempos de paso (Valle, 1979), el diámetro de un árbol promedio a diferentes edades, también se puede calcular su incremento medio anual (IMA) que es el promedio de incremento en los diferentes años de la vida del árbol, cuando este incremento es de igual magnitud que el ICA, se ha alcanzado la máxima velocidad de crecimiento del árbol y se acepta como el turno de máxima producción. De acuerdo con la información de la figura anterior se puede aceptar, en forma preliminar, que el turno de un árbol promedio es de poco más de 300 años.

El concepto de mosaico sucesional es la integración de diferentes parches dentro del bosque, estas áreas, denominadas ecounidades, están definidas en el tiempo y el espacio, se originan por la caída de un árbol que provoca la apertura de un claro, la vegetación que se desarrolla en ese claro tendrá la misma edad o nivel de desarrollo, es por esto que se dice que está definida en el tiempo (Oldeman, 1983). En vista de que la superficie del claro varía dependiendo del tamaño del árbol que lo originó, la arquitectura de su copa y el hecho de haber arrastrado otros árboles con él, es por lo que se dice que está caracterizada por el espacio. La estructura que se observa en cada una de estas ecounidades en determinado momento corresponde al tamaño del claro y a la etapa de desarrollo en la que se encuentre. En el bosque se presentan constantemente caídas de árboles, con mayor o menor frecuencia, dependiendo de las características del ambiente, vientos, profundidad de suelo, distribución de las lluvias, tormentas eléctricas, etc. El proceso de apertura y cicatrización de claros se conoce como silvigénesis y, de acuerdo con su dinamismo, definirá la estructura del bosque y su robustez. El mosaico sucesional es, entonces, la integración de las ecounidades de todos los posibles tamaños y de cada una de las posibles etapas de desarrollo. El tiempo que una determinada ecounidad toma desde su formación hasta un estado de madurez, depende de las condiciones del sitio, suelo y clima, de las dimensiones del claro y las características de las especies que se hayan establecido en él.

Cuando se hace un aprovechamiento se genera un número anormal de ecounidades nuevas, por lo general de mayor tamaño al promedio de las naturales. Hay evidencia de que siguen un proceso de cicatrización equivalente al de las ecounidades de origen natural (Valerio et al, 1995); sin embargo, deben tener el tiempo suficiente para la reconstrucción de la estructura de una fase madura, este tiempo no corresponde con el ciclo de corta en vista de que en la siguiente cosecha se puede evitar el impacto en las áreas que se están recuperando, claros y pistas de arrastre. El tiempo de recuperación corresponde con el turno o edad de rotación, que va desde el establecimiento hasta la madurez de la regeneración. Un turno se divide en un determinado número de ciclos de corta, de manera que al final del turno se ha aprovechado toda el área de la unidad de

corta procurando no repetir el impacto en las áreas que no hayan alcanzado su madurez, turno. La definición anterior implica que, si se acepta un turno promedio de 300 años y que en una intervención se impacta, por ejemplo, el 16,7 por ciento del área y si fuera posible que en cada intervención sucesiva no se toquen las áreas ya impactadas, sino hasta dentro de 300 años, tendríamos que podríamos hacer seis cosechas, lo que corresponde a ciclos de 50 años. Si se mejora la tecnología para la planificación y ejecución del manejo, y se reduce el área de daño a un 13 por ciento, el ciclo podría bajar a 35 ó 40 años. Para definir la magnitud del ciclo de corta se debe tomar en cuenta, además de la intensidad del aprovechamiento, el nivel de impacto que éste tiene sobre el bosque remanente. El ciclo de corta debe contemplar el tiempo para que el bosque recupere su estructura madura y los niveles en los procesos vitales como el de la silvigénesis. En la filosofía del manejo sostenible más valiosa que la cosecha actual son las futuras, en vista de que en el momento en que esas se produzcan el precio de la madera será mayor.

El principio fundamental de los sistemas de selección o policíclicos es que se reserva una parte de la masa para que crezca y ocupe el lugar de la que se cosechó, a su vez la nueva regeneración ocupará espacios en el arbolado de menores dimensiones. El ciclo debe contemplar el tiempo necesario para que se recupere el nivel de biomasa original. Hay evidencias de que la mortalidad posterior al aprovechamiento es mayor, cerca del cinco por ciento (Valerio et al, 1995), que la observada en bosques similares que no han sido intervenidos, estimada en cerca del uno por ciento, también se ha observado que paulatinamente la mortalidad decrece hasta alcanzar, supuestamente, los niveles naturales. Este es un indicador indirecto de la recuperación en los niveles del ciclo de nutrimentos y del establecimiento de regeneración en el proceso de silvigénesis. Desde el punto de vista económico del manejo y para evitar la pérdida de especies valiosas, se debe considerar la recuperación del volumen aprovechado de las especies seleccionadas. Esta es la evaluación de la producción específica. Para estimar, en un determinado bosque, el tiempo necesario para que la población remanente de especies cosechadas alcance un volumen igual al de la cosecha se puede proyectar el crecimiento de los árboles del inventario, correspondientes a las especies de interés y determinar el volumen en diferentes momentos en el futuro. Este criterio atiende a la producción específica del bosque.

En el Proyecto BOLFORD se ha desarrollado una hoja electrónica, denominada "TUNEL", que hace una proyección anual del diámetro y contemplando una mortalidad

propuesta, permite determinar el volumen, referido a una hectárea, de los árboles de las especies de interés, levantados en un inventario. Asimismo selecciona los árboles que exceden un determinado DMC/P al momento del inventario y determina su volumen, este volumen es la meta que se debe alcanzar para aceptar que se ha recuperado el volumen extraído en la cosecha. En el siguiente cuadro se resume la información del crecimiento en volumen actual, árboles sobre el DMC fijado para el bosque, de las especies cosechadas, y su relación porcentual y absoluta, diferencia, respecto al volumen aprovechado y considerado como meta para el bosque. Para un mismo inventario, TUNEL permite desarrollar diferentes escenarios en función de la intensidad del aprovechamiento expresada mediante el DMC/P.

Corolario

El manejo de los bosques tropicales se inició a mediados del siglo pasado, se han probado diferentes sistemas silviculturales en diferentes tipos de bosque y bajo diferentes situaciones sociales, políticas y económicas, han habido historias de éxito y de fracaso; muchas veces el éxito ha estado asociado a factores económicos que al cambiar han hecho que se abandone un determinado sistema; en otras oportunidades se han implantado conceptos técnicos desarrollados fuera de la Región Tropical y han demostrado que no son propicias para los bosques mixtos tropicales, muy diferentes de aquellos en los que se desarrollaron esos conceptos. En el proceso de prueba y error a lo largo de la historia del manejo del bosque tropical se han aprendido lecciones que permitan hacer, cada vez, planteamientos más acordes con las características del bosque y del grupo humano relacionado con su manejo. Se han identificado las bases ecológicas que determinan la posibilidad de manejar el bosque y se ha generado la tecnología apropiada y desarrollado las herramientas, tanto de planificación como de ejecución del manejo.

El esfuerzo por hacer un manejo sostenible representa un cambio en la relación entre el costo y los ingresos, es el precio que se debe pagar por la sostenibilidad. La evolución económica global tiende hacia el desarrollo de economías sanas, sostenibles, en las que se debe garantizar la permanencia de la oferta de los productos, en nuestro caso los del bosque, ya que la disminución de la oferta de un determinado bien ocasiona distorsiones indeseables en el mercado y su agotamiento definitivo dejaría inútil la infraestructura de mercado e industrialización creada para ese producto, con las consiguientes pérdidas para los empresarios en particular y perjuicios para la economía en general. Una oferta ficticia de madera, que responde a la demanda y no a las posibilidades de producción del bosque, no permite que las fuerzas del mercado determinen un precio real del producto, esta situación es perjudicial para el mercado y amenaza su estabilidad. Para enfrentar los perjuicios de una oferta ficticia y del agotamiento de las fuentes de madera se busca la sostenibilidad de las fuentes de materia prima. Por la disponibilidad de herramientas tecnológicas apropiadas y la experiencia y capacidad técnica desarrolladas y por las tendencias económicas globales, se puede esperar que, a corto plazo se pueda hacer un manejo forestal de alta calidad, satisfaciendo las expectativas económicas y garantizando la permanencia del bosque. Distribución del volumen actual, su diferencia con el volumen meta y relación porcentual en el tiempo de acuerdo con la proyección de TUNEL.

Bibliografía

- Ashthon, P. S. 1996. Stand Level Concepts and indicators for Certification of Forest Management: . In UBC-UPM Conference on Ecological, Social and Political Issues on the Certification of Forest Management. (1996, Putrajaya, Selangor, Malasia). [Proceedings]. The University of British Columbia, Canada, The Universiti of Pertanian, Malaysia. pp 25-57.
- Baidoe, J. F. 1970. The selection system as practised in Ghana. Commonwealth Forestry Review 49 (2).
- Baur, G. N. 1964. The ecological basis of rainforest management. Sydney, Australia. Food and Agriculture Organisation y Forestry Commission of New South Wales. 14 + 499 p.
- Bawa, K. S. Y Krugman, S. L. 1991. Reproductive biology of trees in relation to conservation and management. In Gomez Pompa, A, Withmore, T. C. y Macley, M. (Editores). Rainforest regeneration and management. París. Parthenon Publishing Group. Man and the Biosphere Series, vol. 6. pp 119-136.
- Contreras, F., Cordero, W y Licon, J. C. 1996. Tiempos de paso para cuatro especies forestales de Lomerio. Informe interno Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 4 p.
- Cordero, W. 1995. Use of Oxen in Logging Operations in Rural Area of Costa Rica. In IUFRO World Congress (20., 1995, Tampere, Finlandia). [Abstracts of Invited Papers]. Editores: Eeva Korpilahti, Tommi Salonen y Seppo Oja. Jivaskylä, Finlandia, Gummerus. 219 p.
- Cordero, W. Y Meza, A. 1993. Algunas Notas Sobre Prácticas de Aprovechamiento Forestal Mejorado. Cartago, Costa Rica. Instituto Tecnológico de Costa Rica. 40 p.
- Dawkins, H. C. 1960. New method of improving stand composition in tropical forests. Caribbean Forester. 22:12-20.
- François, J. 1977. Forestry in Ghana. Unasilva 29:115.
- Gordon, W. A. 1957. The problem of unmerchantable species in the management of tropical forests. In 7th British Commonwealth Forestry Conference. [Papers]. snt.
- Howard, A. y Valerio, J. 1992. A diameter class growth model for assessing the sustainability of silvicultural prescriptions in natural tropical forest. Commonwealth Forestry Review 71(3/4):171-177.
- Jonkers, W. B. J. 1987. Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname. Agriculture University, Wageningen, Holanda. 172 p.

Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Traducción Antonio Carrillo. Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Alemania. 335 p.

Neil, P. E. 1981. Problems and opportunities in tropical rainforest management. Commonwealth Forestry Institute, Oxford University. Inglaterra. Occasional Papers n. 16. 125 + 49 p.

Oideman, R. A. A. 1983. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. In Tropical rain forest: ecology and management. Ed. by S. L. Sutton, T. c. Withmore y A. C. Chadwick. Boston, Blackwell Scientific Publications. pp 151-166.

Palmer, J. R. 1975. Towards more reasonable objectives in tropical high forest management for timber production. Commonwealth Forestry Review. 54: 273-289.

Valerio, J. y Salas, C. 1997. Selección de prácticas silviculturales para bosques tropicales. BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia. 85p.

Valerio, J., Salas, C. y Castillo, M. 1995. Comportamiento del bosque natural después del aprovechamiento forestal. Informe final de proyecto. Departamento de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago. 127 p.

Valle, J. I. Del. 1979. Curva preliminar de crecimiento del cativo (*Prioria copaifera*). Revista Facultad de Agronomía, 32(2):19-26.

Valle, J. I. Del. 1986. La ecuación de crecimiento de von Bertalanffy en la determinación de la edad y el crecimiento de árboles tropicales. Revista Facultad de Agronomía, 39(1):19-26.

Valle, J. I. Del. 1993. El problema de la selección disgénica en los bosques de guandal y propuesta para su solución. Crónica Forestal y del Medio Ambiente, Colombia. 8:59-73.

Proyecto BOLFOR
email:bolfor@bibosi.scz.entelnet.bo
Telef.591-3-480766/591-3-480767
Fax 591-3-480854
Casilla 6204
Santa Cruz -BOLIVIA
Volver al Índice

PLANIFICACIÓN PARA EL MANEJO FORESTAL
SISTEMA DE REGULACIÓN PARA LA CORTA DE ARBOLES

Además, los árboles no solamente crecen, pero también hay árboles que mueren durante el ciclo de corta. Es necesario, como ya fue indicado arriba, incorporar la mortalidad en el cálculo. Para bosques tropicales se puede estimar la mortalidad en 1.5% de los árboles a partir de un DAP de 10 cm por año. Para un ciclo de 40 años, significaría que solo 55% de los árboles remanentes después de un corte sobrevivirán (sobrevivencia anual de 98.5%, levantándola al exponente 40 nos da 55%). En el ejemplo anterior, con 10 árboles en las clases de 40 a 60 cm, y un DMC de 60 cm, 5 a 6 árboles llegarían al DMC al final del ciclo. Un corte de 10 árboles durante el presente aprovechamiento no se podría repetir en el futuro. Si no se necesita reducir el área basal para obtener un bosque más productivo, sería recomendable bajar la intensidad de corte.

Es importante destacar que el ciclo de corta, el DMC, y el crecimiento tienen una estrecha relación. Un cambio en uno de estos factores generalmente requiere una adaptación en al menos uno de los otros. Para un crecimiento conocido de una especie, la determinación del ciclo de corta depende del DMC, y al revés. Por este razón, muchas veces se calcula DMC y ciclo de corta en la misma maniobra obra, usando una hoja de cálculos de p.ej. Excel (Cuadro 8):

Cuadro 8; Área basal a cortar (columna 2) según varios criterios (columna 1) y área basal disponible después del primer ciclo de diferentes duraciones (columnas 3 a 5) en las diferentes clases diamétricas (fila 2 a 3).

Clases a cortar	Área basal a cortar	Área basal compensatorio con ciclo de		
		20 años	30 años	40 años
50-90	3,72	1,78	3,14	4,50
55-90	3,02	1,59	2,48	3,84
60-90	2,32	1,40	2,29	3,18
50+	5,35			
55+	4,65			
60+	3,95			
50+(60%)	3,21			
55+(60%)	2,79			
60+(60%)	2,37			

3.3.3 Cantidad de madera aprovechable durante el período del plan

Con el ciclo de corta establecida, y la información de la cantidad de madera disponible en el área neto de aprovechamiento, se puede proceder a calcular el

volumen anual permisible, y el área anual de aprovechamiento. En general, se pretende llegar a una producción de madera bien distribuida sobre los años del proyecto. Hay diferentes maneras para hacer estos cálculos, dependiente de la información disponible y del comportamiento del bosque. En la práctica se debe probar uno o más de los métodos para el cálculo, y analizar su impacto al bosque para los próximos ciclos.

Los métodos se basan en 1) regulación por área, 2) regulación por volumen, y 3) regulación por ambos área y volumen (método neoclásico). Además se han desarrollado programas de computación que usan los mismos principios, aumentados con criterios económicos y criterios de uso múltiple.

3.3.3.1 Regulación por área

Este método es muy simple y se base en repartir el área neto de aprovechamiento en tantos áreas anuales de aprovechamiento como hay años en el ciclo de corta. Con un ciclo de corta de 20 años, habrá 20 áreas de corta anual, cada uno del mismo tamaño. Este método es apropiado para bosques en los cuales los árboles deseables son bien distribuidos sobre el área, y tiene un crecimiento más o menos igual. Esta situación se encuentra casi solamente en plantaciones en áreas con sitios homogéneos. En el bosque (sub)tropical natural la distribución de los árboles no es homogéneo, ni es el crecimiento. El resultado de este método aplicado en bosques naturales suele ser una producción muy desequilibrada, con cantidades de madera aprovechadas por año variando de año a año.

Anota que el área anual de aprovechamiento depende completamente de la duración del ciclo de corta. Con ciclos reducidos, el área de corta incrementa, pero el método no indica cuánto volumen se debe cortar por ha. Si reducen al ciclo de corta de 20 a 5 años sin reducir el volumen aprovechado por ha. los consecuencias para el bosque pueden ser desastrosas. Además es a lo mejor muy difícil ajustar el volumen cortado por especies, y regular la distribución diamétrica del bosque remanente.

3.3.3.2 Regulación por volumen

El método del control de volumen está basado en la corta de un volumen equivalente al crecimiento de bosque, con ajustes para llegar a una densidad relativa deseada del bosque. Es más apropiado para el bosque (sub)tropical natural que el método anterior. Se recomienda que cada rodal sea manejado usando las fórmulas de regulación de volumen (Leuschner 1990), lo que nos llevaría a una forma de regulación por área y volumen, discutida en el próximo párrafo (3.3.2.3). Las fórmulas requieren datos sobre el volumen de madera aprovechable en el bosque, y la determinación del ciclo de corta.

Existen un número de fórmulas diferentes, cada uno probado bajo circunstancias diferentes. Algunas fórmulas usan básicamente el volumen aprovechable como elemento de los cálculos, otras usan ambos volumen existente y tasa de incremento para el cálculo del volumen permisible.

La fórmula más antigua es la Austríaca, que asume que el bosque tratado es "normal", quiere decir, tiene una densidad relativa óptima, y una distribución diamétrica casi perfecta. La fórmula parte del punto de vista que hay que ajustar el volumen del bosque a un volumen deseable dentro de un período determinado. Para lograr este fin se necesita cortar el incremento anual del bosque, ajustado por la diferencia entre el volumen existente y el volumen deseable, dividido por el período de ajuste. En fórmula:

$$R = \frac{V_0 - V_n}{P} + I$$

en la cual	R	= volumen anual de aprovechamiento
	V_0	= volumen inicial existente
	V_n	= volumen deseable
	P	= período de ajuste
	I	= volumen neto de incremento corriente anual

Parece simple la fórmula Austríaca. Sin embargo tiene problemas en que es difícil determinar cuál es el volumen deseable en bosques naturales, y generalmente faltan datos sobre el crecimiento del bosque. Sin embargo, es posible usar la fórmula en bosques con una base de datos muy deficiente, suponiendo que el volumen deseable, a lo cual se desea llegar al fin del ciclo de corta, es el mismo volumen ya existente, y estimar I usando valores comunes como 0,5 a 0,65 m³ por año por ha.

La fórmula austríaca es muy útil en explicar porqué se puede cortar ahora un volumen más alto que lo sostenible: la mayoría de los bosques tropicales no-intervenidos tienen características de un bosque sobre maduro: hay un relativamente alto porcentaje de árboles muy grandes y viejos, que crecen poco. Para la producción de madera para el futuro no tienen mucho valor, y si el objetivo principal es la producción de madera, y no existe la necesidad de conservar árboles sobre maduros por otras razones, se justifica cortar estos árboles maduros, sin reemplazar sus volúmenes, para mantener un bosque más productivo.

La fórmula más simplificada es la de Von Mantel, que calcula el máximo volumen anual aprovechable como el cociente del volumen total aprovechable del bosque y el ciclo de corta:

$$R_n = V_n/T$$

en la cual R_n = volumen anual permisible
 V_n = volumen de madera aprovechable existente, y
 T = ciclo de corta.

Cómo la fórmula anterior, esta fórmula supone que el bosque es un bosque "normal".

Aunque los bosques naturales a menudo no son "normales", estas dos fórmulas se están usando mucho en el manejo de bosques tropicales, por su simplicidad y por la falta de datos exactos sobre el comportamiento de los bosques.

Aplicando las fórmulas, debe tenerse cuidado que se usen los volúmenes de los árboles actualmente aprovechables para V_n y V_o , y no el volumen total de todos los árboles a partir del DMC. Además hay que tomar en cuenta los daños al bosque.

En la fórmula de von Mantel, igual como en la de la regulación por área, la duración del ciclo de corta es un factor muy importante en la determinación del volumen permisible. Entonces debe tener cuidado que no se subestiman esta duración. Con ciclos más cortos, el volumen "permisible" aumenta, mientras el tiempo disponible al bosque para recuperar disminuye. Como en el caso de la regulación por área puede llegar a resultados desastrosos.

De manera semejante, el volumen existente es importante en la determinación del volumen permisible, ambos en la fórmula de von Mantel como en la Austríaca. Destaca la importancia de un inventario válido y confiable.

En el caso que se piensa aplicar tratamientos silvícolas después del aprovechamiento, como por ejemplo una liberación o un refinamiento, lo que se está haciendo es realmente una aplicación empírica de la fórmula Austríaca: durante la tala se aprovecha más o menos el crecimiento periódico del rodal, y el volumen removido por los tratamientos (por tala o por envenenamiento) es el ajuste necesario para llegar a una densidad relativa óptima, que permite un crecimiento más rápido de los árboles deseables.

La fórmula de von Mantel también permite tomar en cuenta el volumen removido durante los tratamientos, porque en este caso se puede incluir volúmenes de otras especies y otros tamaños en el cálculo del volumen permisible. Generalmente, sin embargo, no es necesario, porque si el aprovechamiento ha sido en forma de bajo impacto, lo que se hace durante los tratamientos es remover la competencia. Es una acción en función del estado del bosque (con base de un diagnóstico, y probado en un ensayo), y normalmente no perjudicaría al potencial productivo del bosque.

Se necesita darse cuenta que los volúmenes calculados por las fórmulas son volúmenes máximos permisibles. Muchas veces superan al volumen que se puede cortar tomando en cuenta el mercado y las Leyes locales. En particular es el caso cuándo el mercado solamente acepta pocas especies. En estos casos, se debería recalcular el volumen permisible, pero esta vez solamente para las especies aceptables para el mercado.

3.3.3.3 Regulación por área y volumen

El método de regulación por área y volumen es quizás el método más común para las empresas forestales que todavía no usan una regulación computarizada de la tala. Es un método flexible y permite al forestal priorizar rodales para el aprovechamiento y manejo, según los objetivos de los rodales.

Para aplicar este método se determine las prioridades del aprovechamiento (por ejemplo, primero aprovechar los rodales más densos), se pone en orden de prioridad los rodales, y se calcula el volumen permisible de cada rodal usando una combinación de fórmulas, por ejemplo usando la fórmula de von Mantel para calcular el volumen permisible, seguido por la determinación del área necesario para encontrar este volumen. En seguida, se aplica los resultados a un modelo del bosque para ver si da buenos resultados en respeto a los objetivos del manejo de bosque (por ejemplo flujos equilibrados de madera, de ingresos, y de áreas aprovechados). Si los resultados no son satisfactorios, se debe reordenar los rodales y repetir los pasos anteriores hasta que se llegaría a un resultado satisfactorio. Recién después se hace las prescripciones para el aprovechamiento.

Para poder aplicar este método, es necesario clasificar el bosque en diferentes tipos de bosque, ordenar el bosque en unidades silvícolas, y separar los datos del inventario por unidad. Las unidades silvícolas preferiblemente son áreas de bosque del mismo tipo, las cuales requieren el mismo tratamiento silvicultural. Diferentes unidades silvícolas se puede juntar para formar una unidad de manejo, la cual sea manejada independiente con un equipo de aprovechamiento y otro de silvicultura. Para razones administrativas es importante dividir las unidades silvícolas en áreas anuales de aprovechamiento, los cuales deberían ser subdivididos en compartimentos de 100 a 200 ha en concesiones largas, y de una semana a un mes de trabajo en concesiones o áreas de manejo pequeñas.

3.3.3.4 Proyección de la estructura del bosque hasta las próximas cosechas

Cualquier método se aplicaría para calcular el volumen disponible para el aprovechamiento, el DMC, o el ciclo de corta, se debería verificar si su

aplicación resultará en un bosque con un potencial para la futura producción de madera aceptable. Un método relativamente sencillo para hacerlo es la proyección de la estructura del bosque antes del aprovechamiento ($N_{i,p}$) hasta el fin del próximo ciclo ($N_{i,p+1}$) tomando en cuenta el avance de árboles individuales hasta clases diamétricas mayores (E_i), ingresos de árboles individuales desde clases diamétricas inferiores (I_i , E_i y I_i ambos basados en el cálculo del crecimiento diámetro por ciclo para cada clase diamétrica), árboles cosechados (C_i), árboles removidos por tratamientos (T_i), árboles dañados (D_i), y árboles muertos por causas naturales (M_i). En fórmula:

$$N_{i,p+1} = N_{i,p} + I_i - E_i - C_i - T_i - D_i - M_i.$$

Se puede usar la fórmula para calcular la estructura futura del bosque, y usando volúmenes promedios por árbol por clase diamétrica, se puede estimar el volumen que será disponible al final del primer ciclo. Camino y Valerio (en prensa) usan la misma ecuación para estimar el balance entre volumen desapareciendo de las clases diamétricas superiores y el volumen entrando en estas clases. Si el balance aproxima a cero, se aproximará un nivel de producción de madera más sostenible. En realidad es este concepto que aplicamos en los cálculos del ciclo de corta y DMC.

REGULACION DE LA PRODUCCION FORESTAL 1/

1. DEFINICION.

Se entiende como la organización y el control de la masa forestal para obtener un rendimiento sostenido de productos forestales. Tiene la finalidad de buscar el equilibrio entre el crecimiento y la producción del bosque (rendimiento y capacidad productiva). A través de la regulación se busca la producción continua más eficiente a nivel de las subdivisiones de la unidad de manejo. A esto se llega controlando el crecimiento y el aprovechamiento de la masa forestal. El crecimiento está controlado por los tratamientos silviculturales, mientras que el aprovechamiento es controlado por cálculos que determinan la posibilidad de corta potencial del bosque para un periodo dado de manejo. Desde el punto de vista práctico, se utiliza más el concepto de ciclo de corta para la regulación del rendimiento.

Las técnicas de regulación han sido desarrolladas principalmente para especies forestales que crecen en rodales coetáneos, sobretodo coníferas. En el manejo de bosques discetáneos, por lo general bajo un sistema policíclico, el ciclo de corta reemplaza al periodo de rotación como un control operacional.

La organización del bosque para la producción consiste en la división del área total en unidades de superficie (bloques, cuarteles, compartimientos) en un número que normalmente es igual al número de años del ciclo de corta (ver más adelante). La corta se efectúa en una de estas unidades cada año. No es necesario que estas áreas estén ubicadas en una unidad geográfica. Lo deseable sería que las áreas anuales de corta sean establecidas y programadas de tal manera que se obtenga anualmente una corta de aproximadamente igual volumen y calidad de madera. La disposición de tales unidades en el terreno dependerá de factores como condiciones naturales (fisiografía, hidrología,...), poblados, accesibilidad, etc. En lo posible, sus límites debieran seguir o corresponder con características naturales. Una subdivisión podría ser necesaria según la variabilidad de condiciones del bosque o las necesidades en la implementación del plan.

1/ Notas desarrolladas por C. Sabogal (CATIE, 1994) en base a las siguientes fuentes, en orden alfabético: Alder (1992), Davis (1966), Stanley (1994), Veillon (1960).

2. METODOS PARA LA REGULACION DE LA PRODUCCION

Para lograr el control sobre el aprovechamiento, se pueden emplear los siguientes medios:

1. Ciclo de corta
2. Corta anual permisible (o posibilidad de corta)
3. Especificaciones sobre el aprovechamiento
 - Diámetro mínimo de corta
 - Especies a aprovechar y a proteger

2.1 Ciclo de corta

Consiste en no trabajar la extensión del bosque cada año, sino que este se divide en cierto número de áreas de corta, de manera que cada año la corta se restringe a una de tales áreas; las cortas proceden sucesivamente en cada división (área anual de corta), hasta que finalmente se vuelve a la primera. Así, el tiempo transcurrido entre dos cortas en la misma área es la duración del ciclo de corta.

Entre los aspectos a considerar para la determinación del CC, se tienen:

- Intensidad del aprovechamiento
 - selectividad de la corta
 - control de daños
- Velocidad de recuperación del bosque
 - productividad del sitio
 - condición del bosque
 - nivel de daños
 - método de extracción
- Tasas de crecimiento de las especies a manejar
 - grupos comerciales (posibilidades de comercialización, uso local, etc.)
 - grupos ecológicos (requerimientos de luz, duración de vida, etc.)
- Abundancia de las especies a manejar en las clases diamétricas por debajo del DMC
 - número de árboles potenciales comercializables
- Factores socioeconómicos de los usuarios del recurso
 - capacidad de manejo (operacional, control)
 - necesidades o requisitos financiero-económicos (inversión inicial de capital, tipo y dimensiones de productos a obtener, nivel mínimo de rentabilidad, evolución de mercados)

0403 - - - - -
- Mercados para usuarios
- Reporte de precios de bajo impacto
- Efectos de explotación silvicultural
- Desarrollo comercial y calidad industrial

Lo ideal sería determinar el ciclo de corta óptimo con base a datos de las tasas de crecimiento de los árboles, aunque este solo criterio no es suficiente. Si se consideran los factores que relacionan el daño de la corta y la regeneración, junto con la ecología de las principales especies a manejar, se preferirían ciclos largos, combinados con un aprovechamiento inicial fuerte, es decir, el manejo bajo un sistema monocíclico o uniforme. En cambio, si el objetivo es crear el cambio mínimo en el ecosistema, serían preferibles cortas frecuentes y ligeras, tal como en un sistema policíclico, el cual implica ciclos de corta de corta duración. De otro lado, un factor importante que debería determinar el ciclo de corta en muchos países tropicales es la disponibilidad de recursos para las actividades de manejo forestal en el campo. Con ciclos de corta más largos, será más pequeña el área a controlar cada año bajo estricta supervisión, y por tanto pueden usarse más efectivamente los recursos disponibles (Alder, 1992).

Como ventajas de trabajar con un ciclo de corta de relativamente pocos años, se pueden mencionar:

- por lo general se puede capturar más la productividad total del sitio en términos de crecimiento neto, y perder menos por causa de la mortalidad.
- desde el punto de vista económico, saldría más rentable, especialmente si al principio habría que invertir mucho en el mejoramiento de la infraestructura
- permitiría mostrar mejor el uso activo del terreno, lo cual es una importante ventaja en zonas con presión sobre la tierra que parece estar desocupada

Así, consideraciones silviculturales, así como aquellas relacionadas con la protección, favorecerían más la adopción de ciclos relativamente cortos, que permitirían un mayor control biológico del bosque. Se debe destacar, sin embargo, que si se emplea un ciclo corto, hay que minimizar los daños provocados por el aprovechamiento a los árboles remanentes de especies comerciales. Por otro lado, desde el punto de vista del impacto sobre el ecosistema, serían preferibles los aprovechamientos ligeros, pero más frecuentes.

Los CC no deben ser aplicados tan rigidamente. Debe haber flexibilidad para dar lugar a ajustes que permitan satisfacer determinadas necesidades y circunstancias, tales como cambios en el mercado, plagas, fenómenos naturales, etc. En general, un cambio en la duración de los CC requiere balancear los aspectos biológicos y financieros, como: la presente condición del bosque, el volumen deseado y la distribución de las reservas en crecimiento, las condiciones actuales y anticipadas de los mercados, los cambios en los costos y métodos del aprovechamiento, etc.

Los datos en la literatura sobre la duración de los ciclos de corta (CC) en sistemas policíclicos se encuentran mayormente entre los 20 y 40 años. Algunos ejemplos:

- En el sistema silvicultural CELOS en Surinam (i.e. De Graaf, 1986), se cortan aproximadamente 30 m³/ha en ciclos previstos de 20 a 25 años.
- En el método de fajas a talarasa practicado en el valle del Palcazu, Perú (Hartshorn et al., 1987), se prescriben CC de 30 años (pero no se mencionan los volúmenes a extraer).
- En el modelo de manejo propuesto para bosques de la vertiente atlántica de Costa Rica (Finegan y Quirós, 1993; Sabogal et al., 1993), se plantea provisionalmente un CC de 20 años.

- Para los bosques húmedos subtropicales (en parte relativamente ricos en *Swietenia macrophylla*) del Estado de Quintana Roo, en México, y del Departamento del Petén, Guatemala, se han propuesto ciclos de corta de 25 años (Arguelles, 1991; Flachsenberg, 1993; Stanley, 1994)

2.2 Corta anual permisible

Es la cantidad de madera (u otros productos forestales) cuya extracción anual o periódica es consistente con el rendimiento sostenido. Corresponde a una medida de la intensidad de extracción o aprovechamiento que se hace en una área determinada (el área anual de corta).

Entre los aspectos a considerar para determinar la corta anual permisible (CAP), se tienen:

- Objetivos de manejo (p.ej., producción del mayor volumen posible; necesidades de abastecimiento de productos forestales; proporcionar ingresos periódicos a las comunidades, etc.)
- Mercados (actuales o potenciales, para los diferentes tipos de productos forestales a extraer)
- Limitaciones para el aprovechamiento (p.ej., volumen mínimo de madera para rentabilizar las operaciones; disponibilidad efectiva de mano de obra; método de extracción; facilidades de transporte, etc.)
- Volumen de la cosecha (volumen de corta que está dentro de la capacidad productiva del bosque)
- Necesidades y exigencias silvícolas (según el método de regeneración, la condición del rodal, las exigencias de las especies comerciales, etc.)

La fijación de una CAP va a depender de la información disponible, como: área, volúmenes, datos de crecimiento, mortalidad e ingreso. De hecho, debe aceptarse que esta información es incompleta en la mayoría de casos, de manera que puede estimarse una determinada posibilidad de corta para un primer periodo de manejo y luego ajustarse según la experiencia y la nueva información.

En el cálculo de la CAP se debe trabajar con los rodales (clases de manejo) productivos maduros, esto es, exceptuar áreas como bosques secundarios. De otro lado, en el cálculo se deben realizar ajustes por una reducción del área destinada a la producción debido a las zonas de protección, como márgenes de ríos o quebradas, sectores de fuerte pendiente, etc.

Existe una cantidad de métodos para calcular la posibilidad de corta, la mayoría desarrollados para bosques coetáneos o en donde se cuenta con más información que la que usualmente está disponible en muchas situaciones con los bosques tropicales. A continuación, se presentan solamente los métodos que tendrían mayor aplicación bajo las limitaciones de falta de información y sobretodo de poca o ninguna experiencia en el manejo y el control.

1) Posibilidad por área (División por superficie)

Los volúmenes a cortar son determinados por la madera a removerse en el área designada para la corta. Es el método más difundido en bosques tropicales, cuando no se conocen ni el volumen ni el crecimiento de un bosque. Se calcula de la forma siguiente:

$$P = \frac{S}{t}, \text{ donde: } \begin{array}{l} P = \text{posibilidad, en ha} \\ S = \text{área, en ha} \\ t = \text{duración del ciclo de corta o la rotación, en años} \end{array}$$

Ventajas del método:

- fácil de controlar
- simple y directo
- identifica físicamente el área a cortar
- es conveniente para aplicar tratamientos iniciales de silvicultura en un bosque antes no manejado

Ejemplo:

Un bosque de 10,000 ha, a manejar con un ciclo de corta de 20 años en bloques (áreas o compartimientos) de corta que varían de 200 a 500 ha. ¿Cuál es el plan de cortas que podría establecerse para un periodo de 20 años, repartidos en quinquenios?

a) Cálculo de la posibilidad: $P = \frac{10,000}{20} = 500 \text{ ha/año}$

b) Plan de cortas:

1995 - 1999	= 2,500 ha
2000 - 2004	= 2,500 ha
2005 - 2009	= 2,500 ha
2010 - 2015	= 2,500 ha

10,000 ha	

c) Cuadro: Plan de cortas por año y quinquenio

2) Posibilidad por volumen

Se determinan los volúmenes por año o por periodo, basándose en el volumen 'normal' o real del bosque; puede o no incluir el crecimiento.

Variantes que se utilizan para el cálculo: a) en base al volumen
b) en base al volumen y el crecimiento

Fórmula de Paulsen-Hundeshagen - útil en el manejo de bosques irregulares, si se ha determinado una estructura ideal

$$P = C \frac{V_a}{V_n}, \text{ donde: } \begin{array}{l} P = \text{posibilidad anual, en ha} \\ C = \text{crecimiento medio anual, m}^3/\text{ha/año} \\ V_a = \text{volumen actual, en m}^3/\text{ha} \\ V_n = \text{volumen deseado a largo plazo, en m}^3/\text{ha} \end{array}$$

Ventajas del método:

- presenta mayor dificultad para el control
- el volumen es una guía útil de la posibilidad de corta como un paso inicial para llevar bosques no manejados a un estado inicial de manejo
- útil para planificar la capacidad industrial y la comercialización
- sujeto a errores por estimación del volumen; el crecimiento es más difícil de obtener y está más sujeto a errores

3) Posibilidad por área y volumen

Método relativamente flexible, que combina los métodos anteriores, con datos de área y de volumen.

Caso: El Proyecto COHDEFOR-ACDI Desarrollo del Bosque Latifoliado, en Honduras, trabajó en 1990 con la siguiente fórmula para el cálculo de la posibilidad de corta:

$$P = \frac{V_1 S_1 + V_2 S_2 + \dots + V_n S_n}{t}$$

donde: P = posibilidad de corta, en m³/año
V₁ = volumen aprovechable para el estrato 1 (o clase de manejo 1), en m³/ha
S₁ = área del estrato 1 (o clase de manejo 1)
n = estrato n (o clase de manejo n)
t = duración del ciclo de corta, en años

adicionalmente, establecieron un límite de corta anual permisible (CAP) equivalente al 30% del área basal total de árboles a partir de 10 cm dap

En 1992, el Proyecto cambió hacia la fórmula de Kootenai:

$$P = \frac{S_m}{t} (V_a - V_r) (1 - f)$$

donde: P = posibilidad, en m³/ha
S_m = área de bosques maduros, en ha
t = duración del ciclo de corta, en años
V_a = volumen antes de la corta, en m³/ha
V_r = volumen a dejar después de la corta (o residual), en m³/ha
n = estrato n (o clase de manejo n)
f = factor de protección, que va de 0 a 1

Ejemplo: - Bosque de 1000 ha, del cual 800 ha se considera en estado 'maduro'
- Ciclo de corta de 20 años
- V_a = 25 m³/ha
- V_r = 10 m³/ha (40% del V_a)
- f = 20% (= 0.2)

$$P = \frac{800}{20} (25 - 10) (1 - 0.2) = 480 \text{ m}^3/\text{año}$$

Otras formas de calcular la CAP

a) Una manera alternativa (contraria) para calcular la CAP sería partiendo de la demanda de productos forestales para la industria y teniendo en cuenta el volumen aprovechable. Por ejemplo, para abastecer a una industria que procesa 10,000 m³/año de madera, asumiendo que el área cuenta con un promedio de 10 m³/ha de madera disponible para ser aprovechada, se divide la demanda por el volumen estimado, resultando que se necesitaría un área de corta anual de 1,000 ha.

b) Stanley (1994) recomienda para un bosque en el Petén, Guatemala, que en los primeros años la CAP sea controlada por el número de árboles aprovechables a ser dejados como reserva en cada área anual de corta, en vez de un volumen estimado de madera en pie, como es la forma usual. Esto sería mucho más simple para controlar y monitorear. Dicho autor presenta los siguientes tres escenarios para ilustrar las opciones disponibles en la determinación de la CAP:

Escenario 1: Según la forma tradicional de los aprovechamientos, extrayendo todos los árboles comerciales (caoba, cedro y algunas pocas especies menos comerciales) mayores de 60 cm dap y que sean sanos, sin defectos. Esto correspondería a un 92% de los árboles comerciales mayores del DMC.

Escenario 2: Según la regla de que los ciclos de corta tienen que tener rendimientos sostenidos. Se aplica el método de Alder (1992) para calcular el rendimiento máximo y comparar las diferencias entre los tres escenarios.

Escenario 3: Es un compromiso entre los dos escenarios anteriores, y recomienda una corta permisible del 75% de los árboles comerciales mayores del DMC, pero diferenciando los dos grupos comerciales de especies.

En el Anexo 1 se detallan cada uno de los escenarios, mientras que en el Anexo 2 se explica con mayor detalle el método de Alder.

2.3 Especificaciones sobre el aprovechamiento

2.3.1 Diámetro mínimo de corta (DMC)

Es el mínimo diámetro del fuste (a 1.3 m de altura o dap) considerado para la corta. Entre los aspectos que pueden tomarse en cuenta para su determinación, se tienen:

- Rentabilidad de los aprovechamientos
 - mercados (tipo de producto)
 - nivel tecnológico (extracción y procesamiento)
 - existencias de volumen aprovechable
- Características de las especies (comerciales)
 - distribución diamétrica en el bosque
 - diámetros mínimos a la madurez
 - diámetros máximos característicos
 - tasa de crecimiento
 - representación en el bosque
 - evolución de la calidad (p.ej., estado sanitario del fuste) con la edad

El cálculo del DMC debe determinarse cuando el incremento diamétrico medio anual se maximice, tomando en cuenta la mortalidad. Alder (1992) desarrolla un método simple para calcular los límites diamétricos de corta para una especie dada, a fin de maximizar la producción volumétrica. Los cálculos se dirigen a obtener el incremento medio anual para un grupo de 100 plántulas (en forma abreviada: IMA%). El diámetro que maximiza el IMA% representa un tamaño máximo eficiente al que las especies deberían dejarse crecer. Más allá de este tamaño, la reducción del crecimiento y la mortalidad natural implican que la retención de los árboles disminuirá la productividad del bosque como un todo. El "problema" con este método es que requiere datos de crecimiento diamétrico (incremento medio anual = IMA) y mortalidad procedentes de parcelas permanentes, lo cual no siempre se dispone. Así, mientras tanto, se puede fijar un DMC provisional, hasta que los estudios permitan comprobar el IMA máximo para ellas.

En la práctica, los DMC usualmente se fijan sobre la base de consideraciones no relacionadas directamente a los aspectos biológicos, como aspectos administrativos (i.e. facilidad de control), requerimientos de las industrias madereras (dimensiones mínimas para el procesamiento), etc. En pocas ocasiones se hace una diferenciación de DMC para especies individuales o aún grupos de especies. Algunos ejemplos:

- En el Petén, Guatemala, se ha propuesto DMC de 60 cm para el caso de las valiosas caoba y cedro, y de 45 cm para el resto de especies. Esto coincide con la norma establecida para Nicaragua, a diferencia de que para el "resto" de especies se baja hasta 40 cm dap. En Costa Rica, sin embargo, hasta hace poco el DMC único era de 70 cm dap!
- Schmitt (1989), en bosque de la Guyana Francesa, partiendo de que el DMC para una especie está en función del tamaño que puede alcanzar, la frecuencia observada y el diámetro máximo de madurez, diferencia tres grupos de especies, cada uno con distintos DMC:
 - "40 cm": aplicado a las especies muy diseminadas y aquellas que son más abundantes, pero que sus individuos alcanzan raramente un dap superior a 50 cm, o si el porcentaje de árboles de buena calidad (clases 1 ó 2) es mediocre en la clase diamétrica considerada.
 - "50 cm": aplicado a las especies que con frecuencia se encuentran con árboles de más de 60 cm dap, o donde la madurez se alcanza entre los 40 y 50 cm dap, y el porcentaje de árboles de calidad disminuye sensiblemente.
 - "60 cm": aplicado a las especies que presentan la facultad de alcanzar diámetros grandes, y donde la madurez se adquiere más allá de los 50 cm dap.
- Navarte, Kroll y Lombardi (1993), para un bosque experimental en la Amazonía peruana, llegan a definir DMC a nivel de especies individuales, trabajando en base a criterios silviculturales e industriales, y apoyados con una extensa base de datos de inventarios y resultados de estudios tecnológicos de las maderas.

2.3.2 Especies a aprovechar y proteger

Se especifica cuáles especies van a ser aprovechadas en el plan de manejo y cuáles deberán ser protegidas. Estas listas variarán con el tiempo, a medida que se introduzcan nuevas especies al mercado o que se decida incluir en la categoría de protegidas a otras especies cuyas poblaciones en el área estén disminuyendo fuertemente.

Como parte de la regulación, se pueden establecer especies de carácter obligatorio para la corta, que incluiría no solamente aquellas de actual preferencia en el mercado, sino un grupo de especies con alto potencial de comercializarse. Esta medida debería tender a mejorar las posibilidades del manejo, tanto desde el punto de vista económico como silvicultural.

ANEXO 1

Escenarios para determinar la corta anual permisible (CAP) en un bosque a ser concesionado a la industria forestal en Petén, Guatemala. Fuente: Stanley, 1994

ESCENARIO 1: Forma tradicional de los aprovechamientos, extrayendo todos los árboles comerciales (caoba, cedro y algunas pocas especies menos comerciales) mayores de 60 cm dap y que sean sanos, sin defectos. Esto correspondería a un 92% de los árboles comerciales mayores del DMC.

En el Cuadro 1a se observa que la corta permisible para caoba y cedro disminuye de 1.2 a 0.34 árboles/ha entre el primer aprovechamiento y el segundo, o sea, una reducción del 72%. En términos de volumen de madera, la reducción entre los aprovechamientos sería aún mayor, dado que en el primer ciclo se cortarían todos los árboles grandes que contienen un alto volumen, y al cabo de 25 años la mayoría de los árboles de la clase 45-59 cm dap apenas tendría 65 cm. De esta situación, se puede deducir que se estaría "minando" un recurso (caoba y cedro) que debiera ser renovable. De continuarse con tal tipo de explotación sin fomentar la regeneración, las dos especies irían a la desaparición en términos de cantidades (comercialmente) aprovechables.

Cuadro 1a: Cálculo de la corta anual permisible (CAP) para caoba y cedro (Grupo 1 = especies valiosas) aprovechando 92% de los árboles mayores de 60 cm dap

Número del ciclo de corta:	4to.	3ro.	2do.	1ro.
Años hasta el próximo ciclo de corta:	+ 75 años	+ 50 años	+ 25 años	Presente
Abundancia (N/ha)	0.7	0.4	0.4	1.3
Sobrevivencia (%)	$\times \frac{39}{100}^b$	53	73	100
Abundancia al tiempo del aprovechamiento (N/ha) (= 1x2)	$\sqrt{0.28}$	0.21	0.29	1.30
Número de sobrevivientes del ciclo anterior (N/ha) (= 6x2)	$a \times b = 0.006$	0.013	0.073	---
Corta permisible N/ha (= 3+4 x 7)	0.27	0.21	0.34	1.20
Arboles reservados N/ha (= 3+4 - 1)	0.017	0.015	0.025	0.100
Porcentaje aprovechado del total permisible (= 5/(3+4) x 100)	94.2	93.2	93.2	92.3

Para estimar la sobrevivencia a un determinado tiempo en el futuro se empleó la siguiente fórmula, usando una mortalidad igual a 1.25% anual (estimado de Alder, 1992):

$$S = (1 - m)^n * 100, \text{ donde: } m = \text{mortalidad (0.0125)}$$

n = número de años para llegar al ciclo de corta

S = sobrevivencia en porcentaje

ejemplo, el porcentaje de árboles de caoba y cedro que estarían vivos en la clase diamétrica 45-59 cm dap cuando hayan alcanzado el DMC sería el siguiente: $(1 - 0.0125)^{25} * 100 = 73\%$.

Para el segundo grupo de especies actualmente comerciales (Cuadro 1b), las CAP para los tres ciclos no se reducen como en el cuadro anterior, debido a que la mayoría de estas especies (p.ej., *Astronium graveolens*) muestran distribuciones parecidas a la curva en forma de "J" invertida. Estas especies, en general, no requieren de grandes disturbios para regenerarse, como es el caso de caoba y cedro. Por ello, este nivel de aprovechamiento sería sostenible a mediano plazo, pero se desconoce si también lo será a largo plazo.

Cuadro 1b: Cálculo de la CAP para el Grupo 2: especies actualmente comerciales, aprovechando el 92% de los árboles mayores de 45 cm dap

Número del ciclo de corta:	3ro.	2do.	1ro.
Años hasta el próximo ciclo de corta:	+ 50 años	+ 25 años	Presente
1. Abundancia (N/ha)	10.5	3.7	3.2
2. Supervivencia (%)	53	73	100
3. Abundancia al tiempo del aprovechamiento (N/ha)	5.56	2.7	3.2
4. Número de sobrevivientes del ciclo anterior (N/ha)	0.131	0.146	---
5. Corta permisible N/ha	5.24	2.6	3.0
6. Árboles reservados N/ha	0.196	0.247	0.200
7. % aprovechado del total disponible	92.0	91.3	93.8

ESCENARIO 2: Regla de que los ciclos de corta tienen que tener rendimientos sostenidos. Se aplica el método de Alder (1992, ver Anexo 2) para calcular el rendimiento máximo y comparar las diferencias entre los tres escenarios.

Los resultados se presentan en los Cuadros 2a y 2b. Con este método se aseguraría una producción sostenida por lo menos en la primera rotación, que para caoba y cedro se estima en 100 años. Para fines de planificación a largo plazo, al concesionario le ayudaría contar con un surtido constante de materia prima (madera). Sin embargo, este método asume que el volumen entre áreas anuales de corta no varía mucho; de haber una variación, en cambio, los rendimientos fluctuarían.

Cuadro 2a: Cálculo de la corta máxima permisible (CAP) para caoba y cedro bajo el criterio de rendimientos no decrecientes

Número del ciclo de corta:	4to.	3ro.	2do.	1ro.
Años hasta el próximo ciclo de corta:	+ 75 años	+ 50 años	+ 25 años	Presente
1. Abundancia (N/ha)	0.7	0.4	0.4	1.3
2. Supervivencia (%)	39	53	73	100
3. Abundancia al tiempo del aprovechamiento (N/ha)	0.28	0.21	0.29	1.30
4. Número de sobrevivientes del ciclo anterior (N/ha)	0.123	0.503	0.657	---
5. Corta permisible N/ha	0.4	0.4	0.4	0.4
6. Árboles reservados N/ha	0.004	0.315	0.949	0.900
7. Porct. aprovechado del total dispon.	99.1	55.9	44.1	30.8

Cuadro 2b: Cálculo de la corta máxima permisible para las especies actualmente comerciales, bajo el criterio de rendimientos no decrecientes

Número del ciclo de corta:	3ro.	2do.	1ro.
Años hasta el próximo ciclo de corta:	+ 50 años	+ 25 años	Presente
1. Abundancia (N/ha)	10.5	3.7	3.2
2. Supervivencia (%)	53	73	100
3. Abundancia al tiempo del aprovechamiento (N/ha)	5.56	2.7	3.2
4. Número de sobrevivientes del ciclo anterior (N/ha)	0.011	0.219	---
5. Corta permisible N/ha	2.9	2.9	2.9
6. Árboles reservados N/ha	2.68	0.020	0.300
7. % aprovechado del total disponible	52.0	99.3	90.6

ESCENARIO 3: Compromiso entre los dos escenarios anteriores, y recomienda una corta permisible del 75% de los árboles comerciales mayores del DMC, pero diferenciando los dos grupos comerciales de especies.

En este caso, los rendimientos entre ciclos pueden disminuir, pero siempre queda una reserva de árboles de tamaño comercial para semilleros. El Cuadro 3a indica 0.3 caobas/ha (aprox. 1 árbol en 3 ha) reservadas como semilleros para el primer ciclo de corta, cifra que corresponde a lo recomendado por Snook (1993) para que el aprovechamiento de caoba en Quintana Roo (México) sea sostenido. Se debe considerar que esta cantidad de árboles reservados no representa una pérdida económica, sino más bien una inversión que podría ser captada en el segundo ciclo de corta, cuando los árboles reservados como semilleros en el primer ciclo tendrán más volumen.

Cuadro 3a: Cálculo de la corta máxima permisible (CAP) para caoba y cedro aprovechando 75% de los árboles mayores de 60 cm dap

Número del ciclo de corta:	4to.	3ro.	2do.	1ro.
Años hasta el próximo ciclo de corta:	+ 75 años	+ 50 años	+ 25 años	Presente
1. Abundancia (N/ha)	0.7	0.4	0.4	1.3
2. Supervivencia (%)	39	53	73	100
3. Abundancia al tiempo del aprovechamiento (N/ha)	0.28	0.21	0.29	1.30
4. Número de sobrevivientes del ciclo anterior (N/ha)	0.028	0.059	0.219	---
5. Corta permisible N/ha	0.23	0.2	0.4	1.0
6. Árboles reservados N/ha	0.108	0.071	0.111	0.300
7. Porct. aprovechado del total dispon.	75.0	73.8	78.3	76.9

El aprovechamiento combinado de caoba, cedro y las especies secundarias para el presente ciclo de corta sería de 3.5 árboles/ha, tomando en cuenta la reserva de 25%. A este nivel de aprovechamiento, el rendimiento debería ser rentable.

Cuadro 3b: Cálculo de la corta máxima permisible para las especies actualmente comerciales, aprovechando el 75% de los árboles a partir de 45 cm dap

Número del ciclo de corta:	3ro.	2do.	1ro.
Años hasta el próximo ciclo de corta:	+ 50 años	+ 25 años	Presente
1. Abundancia (N/ha)	10.5	3.7	3.2
2. Supervivencia (%)	53	73	100
3. Abundancia al tiempo del aprovechamiento (N/ha)	5.56	2.7	3.2
4. Número de sobrevivientes del ciclo anterior (N/ha)	0.377	0.511	---
5. Corta permisible N/ha	4.46	2.5	2.5
6. Árboles reservados N/ha	3.44	0.712	0.700
7. % aprovechado del total disponible	75.0	77.8	78.1

El Cuadro 4 presenta una comparación entre los tres escenarios para el número de árboles aprovechables en compartimientos de corta de 1,000 ha en los cuatro ciclos.

Cuadro 4: Comparación entre los tres escenarios para el número de árboles aprovechables en compartimientos de corta de 1,000 ha en los cuatro ciclos.

No. de ciclo de corta	Presente	Segundo	Tercer	Cuarto	
Año que comienza el ciclo	1995	2020	2045	2070	
ESCENARIO 1	Ca + Ce	1200	340	210	264
	Actcom	3000	2600	5240	--
	Total	4200	2940	5450	--
ESCENARIO 2	Ca + Ce	400	400	400	400
	Actcom	2900	2900	2900	--
	Total	3300	3300	3300	--
ESCENARIO 3	Ca + Ce	1000	400	200	230
	Actcom	2500	2500	4450	--
	Total	3500	2900	4650	--

Nota: El número de árboles a ser aprovechados en 1000 ha se estimó tomando la corta permisible en los cuadros 1 a 3 y multiplicándose por 1000. Se utilizó esta superficie únicamente para hacer la comparación, ya que el área efectiva para la producción por compartimiento variará según la topografía. No se incluyó el cuarto ciclo para las especies actualmente comerciales (Actcom), porque sería un nuevo turno o rotación para estas especies, que consistirá de los brinzales y latizales actualmente presentes y de la nueva regeneración (aún no estimada por ahora).

En el primer ciclo de corta, el Escenario 1 proporcionará más árboles a ser aprovechados y consecuentemente más volumen, aunque ignora el criterio de sostenibilidad. Sin embargo, este escenario probablemente no presentaría problemas para las especies comerciales con la distribución diamétrica normal ("J"-invertida). Pero en el caso de caoba y cedro, con árboles en su mayoría de grandes dimensiones, no se puede seguir empleando este esquema sin correr mucho riesgo de que las dos especies sufran una erosión genética que las podría poner en peligro de "extinción comercial".

El Escenario 2 asegura la sostenibilidad para la primera rotación, pero en términos prácticos no se podría implementar, debido al alto número de árboles que habría que dejar como reserva. No obstante, es notable que para el segundo ciclo este escenario estaría proporcionando el mayor número de árboles aprovechables y volumen de madera.

El Escenario 3 apunta también al problema de la sostenibilidad, pero no se limita a tener rendimientos constantes entre ciclos de aprovechamiento. Hay sólo un 16% de reducción en cuanto al número de árboles a ser aprovechados entre el Escenario 1 y el 3, mientras que en este caso se deja una cantidad recomendable de semilleros.

Se recomienda que se emplee el Escenario 3 para determinar la corta permisible, considerando el estado de deterioro de las poblaciones de caoba, especie cuyo comercio estaría próximamente controlado (se ha propuesto su ingreso al Apéndice II de TES).

Análisis Económico del Manejo Forestal en el Estado de Acre, Brasil

Zenobio Abel Gouvêa Perelli
da Gama e Silva

Palabras clave - Manejo forestal sostenible, economía forestal, determinación del ciclo de corta, bosque húmedo tropical Estado de Acre-Brasil.

Forest Engineer, M.Sc., researcher at FUNTAC-Fundação de Tecnologia do Estado do Acre, and Ph. D. student at Federal University of Paraná State-Curitiba, Paraná-Brazil

Address: Av. das Acácias, Lote 1, Zona A - Rio Branco/Acre, CEP 69.917-100 - Brazil,

FAX (0055) 68-229-1665

Phone: (0055) 68-229-2305

Resumen

Este documento analiza económicamente el manejo forestal sostenible en el estado de Acre-Brasil, identificando el ciclo óptimo de corta a ser aplicado en este bosque y su impacto económico en los aserraderos de la región. El método usa el concepto del valor esperado de la tierra. A partir de los resultados obtenidos, un ciclo de corta de 30 años, en el que se extraigan 40.0 m³/ha, constituiría la mejor alternativa; de acuerdo a las cifras obtenidas, el precio de mercado de las troncas, aprovechadas durante dicho ciclo de corta, debería ser mayor (17.3%) que el precio actual y el costo de producción de los aserraderos, que usan troncas provenientes de áreas manejadas y trabajan con la eficiencia industrial actual, debería ser también mayor (9.2%) del valor actual.

Introducción

Durante las últimas décadas, el ecosistema de Bosque Húmedo Tropical ha experimentado un cambio en el uso de sus recursos.

Esto se debe a la nueva conciencia que existe sobre la importancia de la biodiversidad para el desarrollo sostenible de la Tierra y sus habitantes.

Es así que el hombre ha comenzado a reconocer los recursos naturales como finitos y si no se adoptan técnicas conservacionistas de aprovechamiento, se producirá, a corto plazo, un déficit de productos maderables provenientes de estas áreas.

En lo que se refiere a las políticas de uso del suelo, la presión ejercida por las ONGs ambientalistas ha sido tan importante, que ha convencido a la OIMT para que esta organización promueva la implementación del manejo sostenible hasta 1995. Sin embargo, este acuerdo ha sido pospuesto hasta el año 2000. La presión fue tan grande, que llevó a dicha organización a publicar las "Normas para el Manejo Sostenible de los Bosques Tropical" (OIMT, 1990).

No obstante, en lo que se refiere a daños al bosque húmedo tropical, el aprovechamiento no planificado ha sido también uno de los principales problemas, junto con el uso posterior de la tierra para fines agrícolas.

En este contexto, el uso de los recursos forestales de estos bosques ha desarrollado desde la extracción hasta un grupo de actividades para el manejo forestal sostenible.

Si bien algunos investigadores y políticos postulan la producción forestal sostenible de áreas de bosques naturales (manejo de bosques naturales) como parte importante de su estrategia para mantener el bosque húmedo tropical, aún existen dudas sobre la factibilidad de este proceso de producción. Y si es posible y bajo qué condiciones (Johnson; Cabarle & Mead, 1991).

Aún contando con todos estos avances en conceptos y técnicas, el factor costo del manejo forestal continúa preocupando a los productores, investigadores y decisores políticos.

Por lo tanto, sería oportuno llevar a cabo estudios cuyos objetivos sean la evaluación económica del aprovechamiento maderero, junto con la implementación del manejo en áreas determinadas.

El objetivo del presente estudio, en líneas generales, fue analizar, en términos económicos, la administración de la producción forestal sostenible en la Reserva Forestal Es-

tatal de Antimari (RFEA), área de 66.168 ha localizada en el Estado de Acre, en la región Amazónica Occidental Brasileña. Este proyecto está siendo implementado por el Fundación de Tecnología del Estado de Acre-FUNTAC con financiamiento de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales-ITTO. Específicamente con el objetivo de:

- ▶ Sugerir una metodología que determine el costo de producción de la madera de un área bajo manejo forestal para la producción sostenible;
- ▶ Identificar el ciclo óptimo de corta a usarse en un área bajo manejo forestal;
- ▶ Evaluar el impacto económico del manejo forestal sostenible en la industria forestal de Acre;
- ▶ Proporcionar información y normas para futuras discusiones y acuerdos entre gobierno, productores, industriales e investigadores sobre la viabilidad de la implementación efectiva del manejo forestal en la región húmeda tropical.

Materiales y métodos

Materiales

Los datos utilizados en el presente estudio pueden expresarse como valores físicos y económicos.

◆ Valores físicos

El volumen comercial maderable inventariado en la RFEA, junto con el índice operativo del plan de actividades implementado, fueron los valores físicos usados en el presente análisis económico.

Los datos sobre el volumen de maderable a ser extraída de un bosque manejado sosteniblemente y usados en este estudio, son los mismos adoptados por FUNTAC en su plan de manejo para la RFEA. (Gama e Silva, 1994)

Los ciclos de corta utilizados en el presente análisis fueron tres, a saber: 20, 25 y 30 años, los cuales se rigen por las leyes brasileñas y el ciclo mínimo de corta para bosques tropicales húmedos en el país.

Con el fin de analizar el impacto de los precios de las troncas sobre el costo de producción de la madera aserrada en el Estado de Acre, se usaron las tasas actuales de insumos/producción de madera, como materia prima, para obtener dichos productos en la industria. También se consideró un valor de 50% como el de eficiencia industrial actual (valor de la tronca/valor en pie o tasa insumo/producción, en porcentaje). Sin embargo, se supuso que, debido a las prácticas de manejo y la mejora de los procesos productivos en los aserraderos, es posible mejorar dicha cifra (Uhl *et al.*, 1992).

Consiguientemente, se llevó a cabo una evaluación del impacto del costo de producción de madera en los aserraderos de acre, utilizando porcentajes de 50%, 55% y 60% para la eficiencia del proceso productivo.

Otro valor físico, usado como material básico en este estudio, fue el grupo de actividades a ser implementadas en este plan de manejo, así como el índice operativo, la mano de obra y el equipo necesario para cada operación. La

implementación de dichas actividades es necesaria para obtener, al final de cada uno de los ciclos de corta estudiados, un volumen de madera igual al de la primera cosecha, junto con una pérdida mínima de la biodiversidad.

◆ Valores económicos

Los datos sobre costos operativos y precios de mercado de la tierra y especies comerciales maderables en Rio Branco, capital del Estado de Acre, en octubre de 1994, fueron los valores económicos utilizados en el presente estudio.

En lo que se refiere a las especies maderables a ser aprovechadas en la RFEA y comercializadas en diversos mercados, éstas fueron divididas en tres grupos con precios similares, los cuales se usaron como valores económicos.

Los valores físicos y económicos usados en este análisis se indican en los Anexos 1, 2, 3, 4 y 5.

Métodos

El cronograma de trabajo usado en el presente análisis económico se puede describir como el cálculo de los costos de producción de madera de acuerdo a un plan de manejo forestal, identificación del ciclo óptimo de corta, así como el impacto de dichos costos de producción de troncas en los aserraderos de Acre.

◆ Cálculo del precio unitario de la producción maderable

Para evaluar el costo unitario de la producción maderable de un área bajo producción sostenible, se llevó a cabo una evaluación económica mediante una proporción costo/precio (precio mínimo).

Este procedimiento considera que el precio mínimo es igual al costo de producción, el cual, a su vez, puede ser utilizado para cuantificar económicamente, con valores constantes, la madera obtenida de raleos y un área tala rasa en un rodal (Lundgreen, 1966).

Las fórmulas usadas para obtener esta proporción fueron:

$$PV_c - PV_l = PV_l \quad \text{o} \quad PV_c = (P_z) \cdot (EV_{iz})$$

donde PV es el valor actual del costo (US\$/ha); PV_l es el valor actual (compra y/o venta) de la tierra (US\$/ha); PV_z indica el valor actual de ingresos (US\$/ha); P_z es el precio unitario del producto z (US\$/m³) y EV_{iz} es el índice de valor esperado del producto z (m³/ha).

Estas fórmulas permiten evaluar "ex-ante" el precio de la madera en pie mediante una relación constante del precio entre los varios productos forestales obtenidos.

En la evaluación, también se tomaron en cuenta las siguientes suposiciones:

- ▶ En el bosque que se analiza, se producirán n + 1 actividades de aprovechamiento;
- ▼ Por lo tanto, en este bosque se producirá el primer aprovechamiento y, después de éste, cada 20, 25 ó 30 años, se llevarán a cabo otras actividades de producción maderera en la misma área, como el ciclo de corta estudiado.

- ▶ El precio de compra y venta de la tierra es igual;
 - ▼ Por falta de información sobre el precio de la tierra al finalizar cada ciclo de corta, se asumió que, con fines de cálculo, éste será igual al precio de compra de la tierra al iniciarse el primer ciclo de corta.

▶ La tierra será comprada al inicio y vendida al final de cada ciclo de corta, generando así ingresos adicionales para el proyecto.

El valor actual del costo de producción se obtuvo mediante la fórmula:

$$PV_c = PV_{c1} + PV_{cn}$$

Donde PV_{c1} es el valor actual del costo de la primera cosecha (US\$/ha) y PV_{cn} indica el valor actual del costo de n ciclos de corta (US\$/ha).

El costo de producción de la primera cosecha se obtuvo mediante la ecuación:

$$PV_{c1} = \{V_{c0} + [(V_{c1} - V_{c0})/(1+i)]\}$$

donde V_{c0} es el valor del costo durante el año 0 (US\$/ha); V_{c1} representa el valor del costo durante el año 1 (US\$/ha); V_{c1} indica el valor de la tierra (US\$/ha); i es la tasa de interés, en forma decimal (0.0i%); el Año 0 es el año previo a la primera cosecha y el Año 1 es el año de la primera cosecha.

El costo de producción del ciclo de corta n fue calculado mediante la siguiente fórmula:

$$PV_{cn} = \{[PV_r(1+i)^m - PV_r]/[(1+i)^m - 1]\}/(1+i)^2$$

donde PV_r es el valor actual del costo de un ciclo (US\$/ha) y m es la edad de rotación de corta menos 1.

El valor presente de ingresos se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

$$PV_i = PV_{i1} + PV_{in}$$

donde PV_{i1} es el valor actual de los ingresos de la primera cosecha (US\$/ha) y PV_{in} es el valor actual de los ingresos de n ciclos de corta (US\$/ha).

El valor actual de los ingresos de la primera cosecha fue determinado mediante la siguiente fórmula:

$$PV_{i1} = (\sum_{j=0}^k P_j \cdot V_j)/(1+i)$$

donde P_j es el precio mínimo del grupo de especies j (US\$/m³); V_j es el volumen de explotación del grupo de especies j (m³/ha) y K el número de grupos de especies.

Los ingresos actuales de n ciclos de corta se establecieron mediante la siguiente fórmula:

$$PV_{in} = \{(PV_{i1})/[(1+i)^m - 1]\}/(1+i)^2$$

◆ Determinación del ciclo óptimo de corta

Se determinó el ciclo óptimo de corta usando conceptos de valor esperado de la tierra.

Específicamente, el ciclo óptimo de corta será aquel que obtenga el mayor valor esperado de la tierra (Leuschner, 1992) y (Duerr, 1972)

Para determinar el valor esperado de la tierra, se usó un valor actual de ingresos distinto al valor actual de ingresos calculado en este estudio. Por lo tanto, en los nuevos cálculos, se cambiaron los P_j 's de una variable desconocida (precio mínimo) a valores constantes (precio de mercado del grupo de especies en Rio Branco, Estado de Acre, en octubre de 1994). A su vez, el valor actual del costo fue obtenido sin tener en cuenta el costo de compra de la tierra.

La fórmula usada para determinar el valor esperado de la tierra fue el siguiente:

$$LEV = PV_{im} - P_{vn}$$

donde LEV es el valor esperado de la tierra (US\$/ha), PV_{im} es el valor actual del ingreso al precio de mercado del grupo de especies en octubre de 1994, en Rio Branco (US\$/ha) y P_{vn} el valor actual de costo de la tierra (US\$/ha).

◆ Impacto del "nuevo" costo de producción maderera en los aserraderos de Acre

La identificación del "nuevo" costo de producción maderera en los aserraderos de Acre es una función del aumento de la tasa que obedece al precio de mercado; en relación al precio mínimo obtenido en este estudio, de modo que la empresa sea remunerada con una tasa de interés usada en esta evaluación económica.

Como análisis adicional del incremento de precio de la madera (estos aserraderos usan troncos provenientes de un área manejada) se planteó el impacto posible sobre el consumo de esta mercancía, debido a su nuevo precio de mercado después de la implementación del manejo forestal. En otras palabras, se discutió la importancia de determinar la elasticidad de precios de la demanda de madera, lo cual indica el cambio porcentual en la cantidad demandada de madera debido a un cambio del 1 por ciento en el precio de esta mercancía. (Leftwich, 1971)

◆ Tasa de interés utilizada

Con el fin de realizar un análisis de sensibilidad, en relación al comportamiento del costo de la producción maderera en función de la tasa de interés adoptada, el presente estudio usó cuatro valores, a saber: 6%, 8%, 10% y 12% al año, donde el valor más alto es el mismo que se usa en el sistema de ahorro del Brasil. Se escogió este rango de valores ya que la mayoría de los productores forestales aceptan tasas de interés más seguras, aún si éstas son menores a las obtenidas en préstamos bancarios o la bolsa de valores. (Schneider & Durlo, 1987)

Resultados y discusión

Costo de producción de troncas y transporte hasta el aserradero

El Cuadro 1 muestra el costo promedio de producción de madera en los ciclos de corta que se analizan en el presente documento.

Dicho cuadro indica que, para que el manejo forestal sea remunerado con la tasa de interés usada en el presente estudio, en el análisis del ciclo de corta de 20 años, el costo de producción de troncas deberá incrementarse, si se aprovecha 20.0 m³/ha o 25.0 m³/ha, en alrededor de 58.7% o 43.2% respectivamente. En lo referente al ciclo de corta de 25 años, el aprovechamiento de 30.0 m³/ha implicará un incremento promedio de 32.1%. En el ciclo de corta de 30 años, se nota que la producción de troncas deberá ser incrementada en alrededor de 23.8% o 17.3% al aprovechar 35.0 m³/ha o 40.0 m³/ha respectivamente.

Es importante enfatizar que hasta que las actividades de manejo forestal lograron aceptación en el Estado de Acre, todas las troncas usadas en los aserraderos de la zona provenían de áreas deforestadas para la agricultura.

Por esta razón, los propietarios de aserraderos, al calcular los precios de las troncas, sólo tomaban en cuenta en su evaluación actividades de desmonte, arrastre, carga y transporte.

Sin embargo, con la aplicación de procedimientos de manejo sostenible, se efectuarán actividades tales como planificación y construcción de caminos principales y secundarios de arrastre; división administrativa del área de manejo; inventario dinámico y del 100%; preparación para la corta; tratamientos silviculturales; corta; construcción de rodeos; arrastre; carga; transporte; y mantenimiento de caminos, las cuales también deberán tomarse en cuenta.

El Cuadro 2 muestra la parte correspondiente a cada actividad en el costo del manejo forestal.

Como lo muestra dicho cuadro, alrededor del 44% del costo de las troncas de las áreas manejadas y entregadas en los aserraderos, corresponde a las nuevas actividades necesarias para la producción forestal sostenible.

Es importante señalar que el aumento del precio de la madera, posterior a la adopción del manejo forestal, tal como se identifica en el presente estudio, coincide con los resultados obtenidos por algunos autores al analizar el impacto económico de estas actividades en los aserraderos.

Por ejemplo, en Sarawak, según un estudio del Departamento Forestal de Sarawak, se determinó que la aplicación del manejo forestal duplicaría, o más específicamente tendría un costo adicional de aproximadamente US\$ 60.0/m³ (Ghazali & Simula, 1994).

Otro aspecto que debe tomarse en cuenta, al analizar el impacto económico del manejo forestal en los aserraderos, es el costo de la certificación.

El costo de certificación puede variar, principalmente de acuerdo al tamaño, tipo y ubicación de la operación; el bosque, y los equipos y métodos utilizados. En áreas extensas, el costo de inspección del manejo forestal sostenible fluctúa entre los US\$ 0.30 y US\$ 0.60/ha en países desarrollados en función al uso de especialistas locales, así como el acceso a mapas y datos de inventario adecuados. Sin embargo, en países en desarrollo este costo sería mayor si se usan expertos internacionales y se requiere mayor trabajo de campo debido a la escasez de datos (Ghazali & Simula, 1994).

En lo referente a la certificación ambiental o "sello verde", el sector forestal brasileño ya ha iniciado actividades en este sentido. Es así que se ha creado el "sello verde" CERFLOR, con apoyo de las principales organizaciones forestales, con el fin de certificar el origen de la materia prima utilizada en sus industrias. Si bien su implementación se encuentra aún en la etapa de ensayos de campo y desarrollo, ciertos grupos de interés han manifestado preocupación por el costo de implementación del programa, que posiblemente añadiría aproximadamente 15% al precio de la mayoría de los productos maderables brasileños (U.S.D.A., 1994).

Otro punto que debe considerarse en la economía del manejo forestal es la influencia de las tasas de interés en el cálculo del costo de producción.

Por lo tanto, en el presente análisis se observó que con un ciclo de corta de 20 años, aprovechando 20.0 m³/ha o 25.0 m³/ha, el costo de producción aumentó en aproximadamente un 1.5% o 1.3%, respectivamente, comparando el valor obtenido con una tasa de interés de 12% a. a. con otra calculada en 6% a.a.. Sin embargo, para un ciclo de corta de 25 años, el costo de producción sólo aumentó en 0.5% para el mismo rango de tasas de interés. Para un ciclo de corta de 30 años, si se aprovecha 35.0 m³/ha o 40.0 m³/ha, se nota que el costo de producción obtenido con una tasa de interés del 12% a.a. es menor, en promedio, sólo 0.04% de la calculada con 6% a.a..

Determinación del ciclo de corta

En el Cuadro 3 se presentan los resultados de los cálculos efectuados para determinar el ciclo óptimo de corta a ser aplicado en el manejo forestal de la Reserva Forestal Estatal Antimari.

Los valores presentados en el Cuadro 3 indican que el ciclo de corta de 30 años, en el que se aprovechan 40.0 m³/ha, constituye la mejor opción, entre las situaciones estudiadas en este análisis económico.

Las cifras negativas del Cuadro 3 significan que, para que el manejo forestal obtenga la tasa de interés utilizada en el presente estudio económico, el ciclo de corta de 20 años, en el que se aprovechan 20.0 m³/ha ó 25.0 m³/ha, no se deberá reconocer el precio de la tierra y el costo de producción de troncas debe ser reducido a un promedio de US\$ 370.78/ha o US\$ 338.45/ha, respectivamente. Para el ciclo de corta de 25 años, tampoco se deberá tomar en cuenta la tierra y el costo de producción de troncas debe ser menor en US\$ 273.94/ha. En cuanto al ciclo de corta de 30 años, con aprovechamiento de 35.0 m³/ha ó 40.0 m³/ha, el precio de la tierra tendrá que ser también de cero y el costo de producción de troncas deberá disminuir en US\$ 220.64/ha o US\$ 178.77/ha, respectivamente.

Impactos del "nuevo" costo de producción maderera en la oferta maderable de Acre

En el Cuadro 4 se presentan los impactos del manejo forestal en el costo de producción de los aserraderos de Rio Branco, tomando en cuenta las eficiencias adoptadas en el presente análisis.

Los valores presentados en el Cuadro 4 indican que el costo de producción de éstos aumentaría en un promedio de 31.2% ó 22.9%, si los aserraderos trabajan con la eficiencia industrial actual, usando troncas provenientes de áreas

manejadas, bajo un ciclo de corta de 20 años y aprovechando 20.0 m³/ha ó 25.0 m³/ha respectivamente, tal como se propone para la RFEA.

Por otra parte, si estos aserraderos, también trabajando con la eficiencia industrial actual, usaran troncas provenientes de áreas manejadas, bajo un ciclo de corta de 25 años y aprovechando 30.0 m³/ha, su costo de producción aumentaría en un 17.1%. Si los mismos aserraderos usan troncas provenientes de áreas manejadas bajo un ciclo de corta de 30 años, aprovechando 35.0 m³/ha ó 40.0 m³/ha, tal como se sugiera para la RFEA, su costo de producción se incrementaría en 12.6% ó 9.2%, respectivamente.

Es importante notar que, si estos aserraderos mejoran su eficiencia industrial en un 60%, además de usar troncas provenientes de áreas con ciclos de corta de 30 años y aprovechan 40.0 m³/ha, disminuirían su costo de producción en un 1.2%.

En lo que se refiere al impacto de las actividades de manejo sobre el precio de la madera y el respectivo costo en el consumo de dicha mercancía, también es oportuno señalar el deseo del consumidor de pagar por un producto de mayor precio.

Si bien en la región amazónica no se han efectuado estudios sobre este tema, ciertas organizaciones en otros países del mundo ya han iniciado trabajos al respecto.

En los Estados Unidos, por ejemplo, se halló que 68% de 12.000 consumidores, con ingresos domésticos mayores a los US\$ 50.000, estaban dispuestos a pagar más por los muebles cuyo material de construcción se originaba en un bosque norteamericano manejado sosteniblemente; específicamente, un 26% estaba dispuesta a pagar de 1 a 5% más por la seguridad de sostenibilidad, 33% pagaría de 6 a 10% más y un 9% de la muestra pagaría de 11 a 15% más. El 32% restantes no estaría dispuesto a pagar ningún sobreprecio (Winterhalter & Cassens, 1993 citado por Ghazali & Simula, 1994).

En cuanto a la cuantificación de la demanda de madera proveniente de bosques tropicales, es necesario señalar la amenaza de productos sustitutos de menor precio, los cuales cubrirían el espacio perdido en el mercado por las maderas finas, después de implementarse el manejo forestal. Con el fin de evitar una gran disminución en el mercado de maderas finas originadas en áreas manejadas sosteniblemente, el consumidor debería utilizar sólo madera proveniente de bosques nativos manejados y madera de áreas aforestadas para usos de menor importancia (Goodland *et al.*, 1991)

Conclusiones y recomendaciones

Conclusiones

- La situación del mercado de madera en Rio Branco en 1994, no remuneraría la implementación del manejo forestal con el modelo propuesto para la RFEA, con las tasas de interés que se usan en el presente estudio;
- Los datos sobre costos de producción de madera, precio de mercado para madera y existencias de la RFEA, indican que desde el punto de vista económico, el aumento de volumen es igual o mayor que 15.00 m³/ha, justificando la postergación del ciclo de corta por 10 años más;
- Con la eficiencia industrial actual (50%), los aserraderos que usen troncas provenientes de áreas manejadas, adopten un ciclo de corta de 30 años y aprovechen 40.0 m³/ha, tendrán un incremento promedio de 9.2% en sus costos de producción, con el fin de remunerar el manejo forestal para obtener las tasas de interés utilizadas en el presente estudio;

Recomendaciones

- Llevar a cabo investigación para mejorar el rendimiento y la eficiencia de las actividades, con especial énfasis en el cálculo de los costos de producción del manejo forestal;
- Enfatizar entre consumidores de productos maderables, propietarios de aserraderos y la sociedad en general, la necesidad de utilizar sólo madera proveniente de bosques manejados, para así evitar la futura escasez de este recurso;
- Realizar estudios para determinar la elasticidad de precios de la madera, lo cual brindaría información sobre el impacto del cambio en los costos de producción y, consecuentemente, en el precio de este producto y su uso por la sociedad en general.

Bibliografía

- Duerr, A. W., 1972. *Fundamentos da Economia Florestal* (Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian).
- Fundação de Tecnologia do Estado do Acre-FUNTAC, 1991. *International Workshop PD 24/88 ITTO/FUNTAC Project*, FUNTAC, Technical Report.
- Gama e Silva, Z. A. G. P. da, 1994. Identification of Optimal Cutting Cycle in Forest Management and its Economic Impact on Sawmills in the State of Acre-Brazil. *Proceedings of the 1994 Symposium on Systems Analysis in Forest Resources: Management Systems for a Global Economy with Global Resource Concerns held in Pacific Grove, United State of America, September 1994.* (to be published)
- Ghazali, B. H. and Simula, M., 1994. Certification: Who Will Pay the Price? *Forest Update*, V.4, N.5, 3-5.
- Goodland, R. J. A. et al., 1991. Tropical Moist Forest Management: The Urgency of Transition to Sustainability. In *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, edited by R. Costanza (New York: Columbia University Press), pp 486-515.
- Johnson, N.; Gabarle, B. & Mead, D., 1991. *Development Assistance Natural Forest Management and the Future of Tropical Forest*. World Resources Institute.
- International Tropical Timber Organization-ITTO, 1991. *ITTO Guidelines for the Sustainable Management of Natural Tropical Forest*, ITTO, Technical Series no. 5.
- Leuschner, W. A., 1992. *Introduction to Forest Resource Management* (Malabar: Krieger Publishing Company).
- Leftwich, R. H., 1971. *O Sistema de Preços e a Alocação de Recursos* (São Paulo: Pioneira).
- Lundgren, A. L., 1966. *Estimating Investment Returns from Growing Red Pine*, U.S. For. Serv., Res. Pap. NC-2.

Schneider, P. R. and Durlo, M. A., 1987. *Avaliação Florestal*. Universidade de Santa Maria, Centro de Pesquisas Florestais, Série Técnica no. 02.

Uhl, C. et al., 1992. A Evolução da Fronteira Amazônica: Oportunidades para um Desenvolvimento Sustentável. *Pará Desenvolvimento*, 13-21.

United States Department of Agriculture, 1994. *Wood Products Trade and Foreign Markets: Americas - Africa Issue*. Foreign Agricultural Service, Circular Series WP 5.94

Winterhalter, D. and Cassens, D., 1993. *United States Hardwood Forests: Consumer Perceptions and Willingness to Pay*. Purdue University

Cuadro 1. Costo promedio de la producción de madera en la RFEA en US\$/m³

Ciclo de corta	Grupo de especies	Volumen explotado (m ³ /ha)				
		20.0	25.0	30.0	35.0	40.0
20	A	126.07	113.73	-	-	-
	B	62.02	55.95	-	-	-
	C	53.36	48.14	-	-	-
	D	45.61	41.15	-	-	-
	E	36.49	32.92	-	-	-
25	A	-	-	104.89	-	-
	B	-	-	51.63	-	-
	C	-	-	44.42	-	-
	D	-	-	37.97	-	-
	E	-	-	30.37	-	-
30	A	-	-	-	98.29	93.14
	B	-	-	-	48.46	45.85
	C	-	-	-	41.69	39.44
	D	-	-	-	35.64	33.72
	E	-	-	-	28.47	26.97

Cuadro 2. Costo del manejo forestal por actividad

Actividad/Ciclo de corta	Volumen explotado (m ³ /ha)				
	20.0	25.0	30.0	35.0	40.0
Planificación/Implementación					
- Caminos principales	7.04	6.64	6.08	5.84	5.39
- Caminos secundarios	5.73	5.08	4.95	4.75	4.38
División administrativa	1.65	1.46	1.43	1.37	1.27
Inventario dinámico	0.64	0.57	0.47	0.41	0.38
Inventario al 100% /árboles marcados	2.55	2.26	2.04	1.87	1.72
Tratamientos silviculturales	7.05	6.25	5.34	4.69	4.33
Tierra	1.95	1.73	1.69	1.62	1.49
Construcción de rodeos	2.02	1.89	1.86	1.79	1.89
Construcción de pista de arrastre	1.42	1.43	1.99	1.38	1.31
Aprovechamiento	20.07	20.51	20.38	20.16	19.81
Transporte	30.16	33.42	36.23	38.68	40.79
Mantenimiento de caminos	4.7	4.17	3.17	2.52	2.33
Administración	15.05	14.99	14.97	14.94	14.91
TOTAL	100	100	100	100	100

Cuadro 3. Valores para la determinación del ciclo óptimo de corta a ser aplicado en la Reserva Forestal Estatal de Antimari

Edad de rotación de corta (año)	Volumen explotado (m³/ha)	Valor esperado de la tierra
20	20.0	- 370.78
	25.0	- 338.45
25	30.0	- 273.94
	35.0	- 220.64
30	40.0	- 178.77

Cuadro 4. Impactos del manejo forestal en el costo de producción de los aserraderos del Estado de Acre, 1994

Item	Volumen explotado (m³/ha)									
	20.0		25.0		30.0		35.0		40.0	
	US\$/m³	%	US\$/m³	%	US\$/m³	%	US\$/m³	%	US\$/m³	%
Eficiencia 50%										
* Costo de producción de madera	217.90	100	203.45	100	193.71	100	186.41	100	180.71	100
* Costo de troncas	139.47	64	125.83	62	116.09	60	108.79	58	103.09	57
Eficiencia 55%										
* Costo de producción de madera	204.41	100	192.01	100	183.15	100	176.52	100	171.34	100
* Costo de troncas	126.79	62	114.39	60	105.53	58	98.90	56	93.72	55
Eficiencia 60%										
* Costo de producción de madera	193.84	100	182.48	100	174.36	100	168.28	100	163.53	100
* Costo de troncas	116.22	60	104.86	57	96.74	55	90.66	54	85.91	53

El costo de producción en los aserraderos que no usan troncas provenientes de áreas manejadas fue estimado en US\$ 191.61/m³ y se determinó, en promedio, el precio de mercado de la madera de estos aserraderos en US\$ 275.86/m³.

Anexo 1: Caracterización del bosque de la región de la RFEA

Item	Región		
	1	2	3
Superficie	12,597.17	17,904.05	34,751.69
Volumen por árbol (m ³)	1.08	1.04	1.36
Pot. Vol. útil(m ³ /ha)	97.11	87.99	71.82
DBH ≥ 40 cm (1)			
Vol. (m ³)/ha (1)	48.07	49.66	26.43
DAP < 40 cm (1)			
Q. C.no util. (m ³ /ha) (2)	4.44	8.55	3.17
Volumen Tot. Pot. (m ³ /ha) (3)	149.62	146.20	101.42
Area Basal (m ² /ha)	17.29	17.14	11.56
Abundancia (ind./ha)	137.87	140.88	74.81
Número de Especies	216.00	311.00	232.00
Pot. explotable vol. (m ³ /ha)	48.68	27.88	27.74
Pot. expl. abund. (ind./ha)	17.77	11.75	9.33
Nº de Especies Comerciales	52.00	49.00	46.00

Fuente: (Funtac, 1991)

- (1) QC (Clase de calidad) 1 a 3, árboles con fuste sano, con potencial para usos industriales
 (2) QC 4 a 6, árboles sin uso industrial, árboles dañados y árboles muertos.
 (3) Para un total de 82 especies comerciales halladas en la RFEA.

Obs: Región 1 = Bosque cerrado
 Región 2 = Bosque cerrado de llanura aluvial
 Región 3 = Bosque abierto con bambú

Anexo 2: Caracterización del grupo de especies a ser aprovechadas en la RFEA.

Grupo de especies	Precio de mercado (US\$/m ³)	Volumen potencial (m ³ /ha)	20.0	25.0	30.0	35.0	40.0
A	79.39	2.50	1.03	1.29	1.54	1.80	2.06
B	39.08	4.25	1.74	2.18	2.62	3.05	3.49
C	33.62	5.66	2.33	2.91	3.49	4.07	4.65
D	28.74	7.15	2.94	3.67	4.41	5.14	5.88
E	22.99	29.11	11.96	14.95	17.94	20.93	23.92
Total		48.07	20.00	25.00	30.00	35.00	40.00

Fuente: (FUNTAC, 1991)

Anexo 3. Cronograma de actividades para el manejo forestal
(Ciclo de corta de 20-años)
en US\$/m³

Año	Actividad	Volumen explotable (m ³ /ha)				
		20.0	25.0	30.0	35.0	40.0
0	Planificación/implementación caminos principales	3.75	3.00			
	Planificación/implementación caminos 2daños	3.05	2.44			
	División administrativa	0.88	0.70			
	Inventario dinámico	0.12	0.10			
	Inventario al 100% / árboles marcados	1.09	0.87			
	Tratamientos silviculturales	1.47	1.18			
	Adquisición de tierras	1.13	0.90			
	Administración + contingencia	1.95	1.56			
	Total	13.44	10.75			
1-21	Construcción de rodeos	0.94	0.80			
	Construcción de pistas de arrastre	0.66	0.60			
	Aprovechamiento	9.36	8.63			
	Transporte	14.06	14.06			
	Administración + contingencia	4.25	4.10			
	Total	29.27	28.19			
2	Adquisición de tierras	1.13	0.90			
	Administración + contingencia	0.19	0.15			
	Total	1.32	1.05			
3-4-5-7-8-9-10-12 - 13-14-15-17-18-19	Administración (US\$/ha)	0.25	0.25			
	contingencia (7%) (US\$/ha)	0.02	0.02			
	Total	0.27	0.27			
6-11	Inventario dinámico	0.12	0.10			
	Tratamientos silviculturales	1.47	1.18			
	Mantenimiento de caminos	1.36	1.09			
	Administración + contingencia	0.50	0.40			
	Total	3.45	2.77			
16	Inventario dinámico	0.12	0.10			
	Tratamientos silviculturales	0.74	0.59			
	Mantenimiento de caminos	1.36	1.09			
	Administración + contingencia	0.38	0.30			
	Total	2.60	2.08			
20	Inventario dinámico	0.12	0.10			
	Inventario al 100% / árboles marcados	1.09	0.80			
	Tratamientos silviculturales	0.74	0.59			
	Mantenimiento de caminos	1.36	1.09			
	Administración + contingencia	0.56	0.44			
	Total	3.87	3.02			

Fuente: (FUNTAC, 1991) y (Gama e Silva, 1994)

Anexo 4: Cronograma de actividades para el manejo forestal
(Ciclo de corta de 25-años)
en US\$/m³

Año	Actividad	Volumen explotable (m ³ /ha)				
		20.0	25.0	30.0	35.0	40.0
0	Planificación/implementación caminos principales			2.50		
	Planificación/implementación caminos 2darios			2.04		
	División administrativa			0.58		
	Inventario dinámico			0.08		
	Inventario al 100% / árboles marcados			0.73		
	Tratamientos silviculturales			0.98		
	Adquisición de tierras			0.75		
	Administración + contingencia			1.30		
	Total			8.96		
1-26	Construcción de rodeos			0.72		
	Construcción de pistas de arrastre			0.54		
	Aprovechamiento			7.91		
	Transporte			14.06		
	Administración + contingencia			3.95		
	Total			27.18		
2	Adquisición de tierras			0.75		
	Administración + contingencia			0.13		
	Total			0.88		
3-4-5-6-8-9-10-11-12-14-15-16-17-18-20-21-22-23-24	Administración (US\$/ha)			0.25		
	contingencia (7%) (US\$/ha)			0.02		
	Total			0.27		
7-13	Inventario dinámico			0.08		
	Tratamientos silviculturales			0.98		
	Mantenimiento de caminos			0.91		
	Administración + contingencia			0.33		
	Total			2.30		
16	Inventario dinámico			0.08		
	Tratamientos silviculturales			0.49		
	Mantenimiento de caminos			0.91		
	Administración + contingencia			0.25		
	Total			1.73		
25	Inventario dinámico			0.08		
	Inventario al 100% / árboles marcados			0.73		
	Tratamientos silviculturales			0.49		
	Mantenimiento de caminos			0.91		
	Administración + contingencia			0.38		
	Total			2.59		

Fuente: (FUNTAC, 1991) y (Gama e Silva, 1994)

Anexo 5. Cronograma de actividades para el manejo forestal
(ciclo de corta de 30-años)
en US\$/m³

Año	Actividad	Volumen explotable (m ³ /ha)				
		20.0	25.0	30.0	35.0	40.0
0	Planificación/Implementación caminos principales				2.14	1.88
	Planificación/Implementación caminos 2darios				1.75	1.53
	División administrativa				0.50	0.44
	Inventario dinámico				0.07	0.06
	Inventario al 100% / árboles marcados				0.62	0.54
	Tratamientos silviculturales				0.84	0.74
	Adquisición de tierras				0.50	0.44
	Administración + contingencia				1.09	0.96
	Total				7.51	5.65
1-31	Construcción de rodeos				0.65	0.65
	Construcción de pistas de arrastre				0.50	0.45
	Aprovechamiento				7.33	6.83
	Transporte				14.06	14.06
	Administración + contingencia				3.83	3.74
	Total				26.37	25.75
2	Adquisición de tierras				0.50	0.44
	Administración + contingencia				0.09	0.07
	Total				0.58	0.51
3-4-5-6-7-9-11-12-13-15-16-17-18-19-20-21-23-24-25-26-27-28-29	Administración (US\$/ha)				0.25	0.25
	contingencia (7%) (US\$/ha)				0.02	0.02
	Total				0.27	0.27
8-14	Inventario dinámico				0.07	0.06
	Tratamientos silviculturales				0.84	0.74
	Mantenimiento de caminos				0.78	0.68
	Administración + contingencia				0.29	0.25
	Total				1.98	1.73
22	Inventario dinámico				0.07	0.06
	Tratamientos silviculturales				0.42	0.37
	Mantenimiento de caminos				0.78	0.68
	Administración + contingencia				0.22	0.19
	Total				1.49	1.30
30	Inventario dinámico				0.07	0.06
	Inventario al 100% / árboles marcados				0.62	0.54
	Tratamientos silviculturales				0.42	0.37
	Mantenimiento de caminos				0.78	0.68
	Administración + contingencia				0.32	0.28
	Total				2.21	1.93

Fuente: (FUNTAC, 1991) y (Gama e Silva, 1994)

UNIDAD 5

DISPOSICIONES GENERALES
PARA PRODUCTOS NO
MADERABLES

Limitaciones demográficas para el aprovechamiento sostenible de *Euterpe precatoria* para producción de palmito en dos tipos de bosque de Bolivia

Marielos Peña – Claros^{1,2,3*} y Pieter Zuidema^{1,3}

PUBLICADO EN ECOLOGÍA EN BOLIVIA 34: 7 - 25

1 Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana (PROMAB)
Casilla 107
Riberalta, Beni
Bolivia
Fax: (0852) 3243
Correo electrónico: promab@latinwide.com

2 Department of Botany
University of Florida
Gainesville, FL 32611
United States

3 Department of Plant Ecology and Evolutionary Biology
Utrecht University
P. O. Box 80084
3508 TB Utrecht
The Netherlands
Fax (00 31 30) 2518366
Correo electrónico: M.Pena@bio.uu.nl

* Autor y dirección a quien se enviará correspondencia

Resumen

En Bolivia se extrae palmito a niveles comerciales de poblaciones naturales de *Euterpe precatoria* Mart. Se aprovecha mayormente individuos reproductivos. Como esta especie es una palmera de tallo único y la extracción de palmito causa la muerte del individuo, se espera que el aprovechamiento tenga un impacto negativo en la disponibilidad futura del recurso. Se estudió la dinámica poblacional de *E. precatoria* en dos tipos de hábitat: bosque alto (Beni) y bosque inundado (Santa Cruz). Las tasas de crecimiento, supervivencia y reclutamiento fueron similares en ambos tipos de hábitat y fueron utilizadas para construir modelos de matrices de transición.

La densidad de *E. precatoria* en el bosque inundado es mucho mayor que en el bosque alto. Ambas poblaciones tienen una tasa de crecimiento (λ) cercano a 1, lo que sugiere que las poblaciones son estables. Usando ecuaciones diseñadas para matrices se estimó que la edad promedio de individuos reproductivos que son aprovechados es de 108 (± 47) y 158 (± 78) años en el bosque alto y en el bosque inundado, respectivamente. Simulaciones realizadas de regímenes de extracción sugieren que cortando el 30% (en bosque alto) y el 20% (en bosque inundado) de los individuos reproductivos en ciclos de corta de 20 años, permiten mantener la disponibilidad del recurso en un 50%, después de 5 ciclos (100 años). Sin embargo, todos los regímenes de extracción provocan una disminución en la disponibilidad futura de palmito.

Euterpe precatoria, demografía, producto no maderable, dinámica de poblaciones, sostenibilidad, palmeras, Bolivia.

Summary

In Bolivia, palm heart is commercially extracted from natural populations of *Euterpe precatoria* Mart., mainly from reproductive individuals. Since this species is a single-stemmed palm and palm heart harvesting causes the death of each individual, extraction is expected to have a negative impact on the future resource availability. The population dynamics of *E. precatoria* were studied in two types of habitat: *terra-firme* forest (Beni) and seasonally flooded forest (Santa Cruz). Growth, survival, and recruitment rates which were similar in both habitats were used to construct matrix population models.

The density of *E. precatoria* was much higher in the seasonally flooded forest than in the *terra firme* forest. Both populations have growth rates (λ) close to 1, indicating that the populations are stable. The mean age of reproductive palms was estimated to be 108 (± 47) and 158 (± 78) years for the *terra firme* forest and the seasonally flooded forest, respectively. Simulations of different harvesting regimes suggests that harvesting 30% (*terra firme* forest) and 20% (seasonally flooded forest) of reproductive individuals would allow the availability of 50% of the resource base after five harvesting cycles (100 years). Nevertheless, all harvesting regimes led to a decrease in the number of reproductive individuals.

Euterpe precatoria, demography, non-timber forest product, population dynamics, sustainability, palm, Bolivia

Introducción

El palmito de *Euterpe precatoria* Mart. ("asai"), referida en adelante como *Euterpe*, es un producto forestal no - maderable cuya importancia económica ha aumentado substancialmente en los últimos años en los departamentos bolivianos del Beni, Santa Cruz y Pando (Peña - Claros 1996, Stoian en prensa). La explotación de esta especie genera un ingreso considerable para las economías regionales. Se estima que a nivel nacional, el valor de la exportación de palmito de *Euterpe* en 1997 fue de 12 millones de dólares americanos (Stoian en prensa). La extracción y el procesamiento de

palmito genera además ingresos para un gran número de hogares (Hofmann 1997, Peña - Claros 1996).

El sistema de aprovechamiento que se aplica actualmente, consiste en cortar aproximadamente un 90% de los individuos reproductivos, dejando aquellos individuos que están cubiertos con lianas o cuya copa se encuentra entre las copas de otros árboles (ambas situaciones dificultan el proceso de extracción). Como se trata de una especie de palmera de tallo único, la extracción de su meristema apical causa la muerte del individuo. Altas tasas de extracción limitan el reclutamiento de la especie, pudiendo provocar un impacto negativo en la disponibilidad futura del recurso. Por lo tanto, la explotación de poblaciones naturales de *Euterpe* puede ser una actividad insostenible.

Para determinar el efecto de la extracción del palmito en la disponibilidad futura del mismo recurso, es necesario tener información sobre el comportamiento de *Euterpe* en el tiempo. En otras palabras, conocer su dinámica poblacional. Este tipo de información sirve para determinar cómo se recupera una población después de ser aprovechada. De esta manera, se puede indicar después de cuántos años la disponibilidad del recurso volverá a las cantidades iniciales y, por lo tanto, si la actividad es sostenible. Existen diferentes técnicas (modelos matemáticos) para describir la dinámica poblacional o demografía de una especie, las cuales varían en complejidad y requerimientos. Un tipo de modelo matemático ampliamente utilizado en estudios demográficos son los modelos de matrices de transición (*matrix transition models* o *matrix population models*; Enright y Hartshorn 1983, van Groenendael et al. 1988, Caswell 1989, Pinard y Putz 1992, Boot y Gullison 1995). Los modelos de matriz han sido utilizados en estudios de varias especies de palmeras (por ej.: Bullock 1980, Piñero et al. 1984, Mendoza 1994). Varios estudios han generado pautas para el manejo de la especie estudiada utilizando estos modelos (Peters 1990, Pinard 1993, Olmsted y Alvarez-Buylla 1995, Peña - Claros 1996).

En este artículo comparamos los resultados de dos estudios demográficos de *Euterpe precatoria*, ejecutados en dos ecosistemas diferentes en Bolivia: en un bosque de tierra firme en la Provincia Vaca Díez (departamento del Beni) y en bosques inundados en la región del Bajo Paragua (departamento de Santa Cruz). Los resultados de ambos estudios serán publicados en forma más amplia separadamente (Peña - Claros 1996, Peña - Claros en prep., Zuidema en prep.). Los objetivos del presente artículo son (i) describir la demografía de *Euterpe precatoria* y (ii) determinar el efecto de diferentes regímenes de extracción en la disponibilidad futura de palmito.

Especie a estudiar

Euterpe precatoria es una palmera de tallo único que llega al dosel o subdosel y puede tener una altura mayor de 25 m. Se caracteriza por presentar una vaina foliar conspicua de color verde cuando el individuo es reproductivo. Es una especie monoica que produce de 1 a 4 inflorescencias por año debajo de la vaina foliar (Kahn y de Granville 1992, Henderson et al. 1995, Peña - Claros 1996).

Esta especie tiene una amplia distribución geográfica -desde Belice y Guatemala hasta el norte de Bolivia- y altitudinal -desde el nivel del mar hasta los 2000 m- (Henderson et al. 1995). En Bolivia se la encuentra en los departamentos del Beni, noreste de La Paz, Pando y norte de Santa Cruz. Crece en diferentes tipos de hábitats desde bosques de tierra firme hasta bosques inundados estacionalmente (Morales 1996a, Peña - Claros 1996). En el departamento del Beni *Euterpe* tiene

su pico de fructificación de mayo a agosto (Leigue, datos no publicados), aunque se pueden encontrar algunos individuos con flor y/o frutos durante todo el año (Peña - Claros 1996).

Varios productos son extraídos de individuos reproductivos de esta especie, siendo el uso más intensivo la extracción comercial de palmito (Moraes et al. 1995, Peña - Claros 1996).

Áreas de estudios

El estudio realizado en bosque alto en el departamento del Beni se llevó a cabo en la Reserva Ecológica "El Tigre" (10°59' S, 65°43' O). Esta área de investigación tiene una extensión de 830 ha y es propiedad del Programa Manejo de Bosques de la Amazonía Boliviana (PROMAB). La precipitación en la ciudad de Riberalta, aproximadamente a 45 km de la Reserva, es de 1780 mm por año con una estación seca (< 100 mm de precipitación/ mes) de 3-5 meses (Beekma et al. 1996). El bosque primario dentro de la Reserva se encuentra sobre suelos de color pardo fuerte, textura franca, pH bajo y niveles de aluminio altos (DHV 1993). El dosel alcanza 25 a 35 m de altura, con árboles emergentes de hasta 45 m. En un inventario forestal ejecutado en la Reserva se encontraron aproximadamente 139 especies de árboles (incluyendo palmeras) de DAP (diámetro a altura de pecho) ≥ 20 cm (PROMAB, en prep.), mientras que en 4 ha de parcelas permanentes se llegó a una media de aproximadamente 75 especies por ha (≥ 10 cm DAP). Dentro de la Reserva, la distribución de *Euterpe* es bastante homogénea y presenta densidades más altas a lo largo de arroyos.

El estudio en bosque inundado fue realizado al norte del departamento de Santa Cruz, en la región del Bajo Paragua, al oeste de la comunidad de Piso Firme (13°27' S, 61°52' O). Esta área comenzó a ser explotada para la producción de palmito recién en 1990. La precipitación es de 1690 mm por año, con una estación seca de mayo a octubre (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, datos sin publicar). La región pertenece al escudo brasileño y se caracteriza por suelos pobres en nutrientes con capas de arcillas debajo humedales (Martínez y Loayza 1991). Entre los tipos de vegetación características de la zona, se encuentran los bosques inundados, conocidos localmente como "sartenejal" o "bañado alto". Estos bosques se inundan durante 3 a 6 meses por año (diciembre a mayo) con agua de lluvia y/o arroyos y ríos de aguas oscuras (Peña - Claros 1996); y presentan un dosel discontinuo de 20 - 25 m de altura, con algunos árboles emergentes de 30 a 35 m. *Euterpe* es una especie común en este tipo de bosque y frecuentemente forma rodales densos (260 individuos reproductivos/ ha). Para la lista de especies ver Peña - Claros (1996).

Métodos

Diseño de muestreo y toma de datos

En el estudio de bosque alto se instalaron en enero - febrero 1997, seis parcelas continuas de 1 ha cada una. Cada parcela fue subdividida en 16 subparcelas de 625 m², de las cuales se eligieron cuatro aleatoriamente para buscar individuos con una longitud de la última hoja de 0.5 a 2 m. En dos de esas parcelas, se buscaron además individuos con una longitud de hoja < 0.5 m. Por su lado, en el estudio de bosques inundados se instalaron en junio - julio 1994, 12 parcelas de 450 m². Cuatro de estas parcelas fueron instaladas en áreas no explotadas, cuatro en áreas explotadas en 1990 y cuatro en áreas explotadas en 1993. En este artículo solo se reportan los resultados de las parcelas monitoreadas por 3 años del tratamiento en áreas no explotadas.

Para determinar la estructura de la población, se contó todos los individuos de *Euterpe* que se encontraban en las parcelas (en el estudio bosque inundado y en el caso de individuos con longitud de hoja > 2 m del estudio bosque alto) o subparcelas seleccionadas para tal fin (individuos con longitud de hoja < 2 m, en bosque alto) y se les asignó una categoría de tamaño (Tabla 1). En

ambos estudios, se monitoreó por un año a 767 individuos (bosque alto) y por 3 años a 233 individuos. Estos individuos fueron etiquetados y mapeados, y su crecimiento y supervivencia fueron monitoreados. Asimismo, se les contó el número de folíolos (bosque alto: 4 primeras categorías), se les midió la longitud de la hoja más larga (bosque inundado: 3 primeras categorías) o la altura del tallo (en categorías restantes). Se les pintó la última hoja producida (individuos hasta 9 o 10 m de altura) para estimar la tasa de producción de hojas. Las hojas fueron pintadas con un pincel (individuos pequeños) o con un vara de extensión de hasta 9 m de largo a la cual se amarró en la punta superior un rodillo (individuos de más de 2 m de altura). También se tomó nota de su estado reproductivo. Asimismo, en el bosque alto se buscó nuevos plantines en las 12 subparcelas seleccionadas para buscar individuos con hojas < 0.5 m de longitud, mientras que en el bosque inundado se establecieron 10 subparcelas de 1 m² por parcela para estimar la tasa de reclutamiento de plantines. Finalmente, se seleccionaron 11 individuos (bosque alto) y 89 individuos (bosque inundado) fuera de las parcelas para medir el número de entrenudos.

Análisis de datos

En base a las características morfológicas, reproductivas y de crecimiento de esta especie, se definieron las categorías de tamaño (Tabla 1). Estas categorías fueron utilizadas para determinar las estructuras poblacionales de *Euterpe* de ambos estudios. Se calculó la tasa de supervivencia por categoría de tamaño, dividiéndose el número de individuos sobrevivientes después de 1 ó 3 años (bosque alto y bosque inundado, respectivamente) por el número total de individuos en esa clase al inicio del estudio. En el caso del estudio de bosque inundado, se sacó la raíz cúbica de los valores encontrados, tomando en cuenta de esta manera el largo del intervalo entre censos (3 años, según Sheil y May 1996). Como el número de individuos muertos en las categorías juveniles y adultos fue bajo y como la mortalidad no presentó ninguna relación con el tamaño de los individuos, se promedió la tasa de supervivencia de las últimas 4 (bosque inundado) y 7 categorías de tamaño (bosque alto).

Las tasas de crecimiento anual fueron calculadas de diversas maneras. Para las categorías de plantines, se utilizó el número de folíolos (bosque alto) o la longitud de la hoja (bosque inundado). En el caso de individuos juveniles de ambos estudios e individuos reproductivos del bosque inundado, se usó la altura del tronco. Para las 3 categorías restantes del estudio del bosque alto se utilizó la tasa de producción de hojas multiplicada por la longitud del entrenudo. Para determinar la altura mínima reproductiva para ambos estudios se utilizaron regresiones logísticas.

Parametrización de matrices

Para una introducción sobre los modelos de matrices, ver Apendice A; una lista de los parámetros utilizados se encuentra en Tabla 2. Los valores de los diferentes elementos de la matriz fueron calculados de la siguiente manera: El valor de elementos de crecimiento (G_i) se determinó como $G_i = \Phi_i \lambda_i$, donde Φ_i es la tasa de supervivencia en categoría i , y λ_i es la probabilidad que un individuo sobreviviente pase a la siguiente categoría (Caswell 1989 p.83). El valor de λ_i fue determinado como $\lambda_i = c_i / b_i$, donde c_i es el crecimiento promedio anual de la categoría i , expresado en la unidad medida para esta categoría (puede ser número de folíolos o altura del tallo) y b_i es la amplitud de la clase, expresada en la misma unidad de medida. El valor de elementos de permanencia (P_i) fue determinado como $P_i = \Phi_i - G_i$, donde Φ_i es la tasa de supervivencia en la categoría i y G_i es el valor del elemento de crecimiento de la categoría i (Caswell 1989 p.83).

Los elementos de fecundidad fueron parametrizados de la siguiente manera: El elemento de fecundidad de la categoría i es: $F_i = \Phi_i f_i$, donde Φ_i es la tasa de supervivencia en la categoría i y f_i es el número de individuos nuevos (plántulas), que produce cada individuo de la categoría i . Se ha calculado el valor de f_i como $f_i = P(r)_i r_i$, donde $P(r)_i$ es la probabilidad

de que un individuo en categoría i sea reproductivo y r_i es el número de reclutamiento producido por un individuo reproductivo. El $P(r)_i$ fue calculado como la proporción de individuos reproductivos en el estudio de bosque inundado y como la probabilidad de ser reproductivo en una categoría en base a una ecuación logística en el bosque alto (Figura 2). Por su lado, el r_i fue determinado como el cociente de la densidad (número por ha) de nuevos plantines encontrados en las subparcelas censadas con la densidad de individuos reproductivos (número por ha) en las parcelas.

Análisis de matriz

Se realizaron los análisis de los modelos de matriz para obtener los valores de λ , sensibilidades y elasticidades (Matlab 4.0 para Windows, The Mathworks Inc.; MathCad para McIntosh). Además, se ha ejecutado análisis de edades en las categorías de tamaño, siguiendo las ecuaciones diseñadas por Cochran y Ellner (1992). De los parámetros presentados por estos autores, se ha calculado el S_i , θ_i y γ_i siendo, respectivamente, la edad promedio de individuos en categoría i , la edad promedio con que se llega a la categoría i y la edad promedio de individuos de una cohorte que se reproduce (duración de una generación).

Además, se hicieron simulaciones para proyectar el efecto de diferentes regímenes de extracción de individuos reproductivos en la disponibilidad futura de los mismos. Se tomó un ciclo de corta de 20 años como base -como está establecido para especies maderables en la legislación forestal boliviana- y se varió la intensidad de corte entre 10 - 90% en intervalos de 10%. Luego se simuló el aprovechamiento de palmito, disminuyendo la cantidad de individuos reproductivos en el vector de la población n con el porcentaje de la intensidad de corte correspondiente:

$$n(t+1) = (1 - \text{apro}) n(t) A \quad (1)$$

donde apro es un vector del mismo tamaño que n , con valor 0 para categorías no - reproductivas y para categorías reproductivas $\text{apro}_i = P(r)_i * \text{int}$ donde $P(r)_i$ es la probabilidad de ser reproductivo en categoría i y int es la intensidad de corte de individuos reproductivos. Luego se proyectó el crecimiento de la población durante 19 años usando la matriz A . Se hicieron simulaciones por 5 ciclos de 20 años. Para calcular el porcentaje de recurso disponible a lo largo del tiempo, se dividió el número de individuos reproductivos en la población aprovechada por el número de individuos reproductivos que habrían, si la población no hubiera sido aprovechada. En esta manera, se ha corregido para la tasa de crecimiento de la población.

Resultados

Las categorías de tamaño utilizadas en los dos estudios de *Euterpe*, aunque diferentes entre sí permiten hacer algunas comparaciones (Tabla 1). Las categorías de plantines están definidas en base al número de foliolos (bosque alto) y longitud de hoja (bosque inundado), respectivamente. Estos parámetros están relacionados entre sí (regresión lineal para bosque inundado, número de foliolos = $0.685 + 22.46$ longitud de hojas en metros, $R^2 = 0.85$, $p < 0.0001$). Por lo tanto, las cuatro categorías de plantines del bosque alto corresponden a las tres categorías del bosque inundado. Las categorías restantes pueden ser comparadas más fácilmente, porque se utilizó en ambos estudios la altura del tronco para su definición.

La estructura poblacional de *Euterpe* es similar en ambos tipos de hábitats (Figura 1). El número de individuos disminuye paulatinamente a medida que el tamaño de las palmeras aumenta. Hay una diferencia muy grande, sin embargo, en el número absoluto de individuos por ha. La densidad de *Euterpe* es mucho mayor en el bosque inundado que en el bosque alto.

Las tasas de supervivencia de las poblaciones estudiadas es similar y tiende a aumentar con el tamaño del individuo (Tabla 1). La tasa de supervivencia de los plantines varía entre 75-96% año⁻¹, mientras que de los individuos juveniles y adultos varía entre 96-97% año⁻¹.

En ambas poblaciones, las tasas de crecimiento varían según el tamaño de la planta (Tabla 1). La tendencia general en las categorías de plantines y juveniles es la de aumentar la tasa de crecimiento (medida en número de foliolo, longitud de hoja o altura del tronco) con el tamaño de la planta. Por otro lado, la tasa de crecimiento tiende a disminuir en las categorías de adultos. Este patrón es debido a una reducción de longitud del entrenudo. Los entrenudos a una altura de 5 a 6 m, tienen una longitud de 13.5 cm en el bosque alto y de 11 cm en el bosque inundado, mientras que los entrenudos a una altura de 17-18 m miden 5.9 cm en el bosque alto y 4.6 cm en el bosque inundado.

Los individuos de *Euterpe* del bosque alto tienen una altura mínima de reproducción mayor que los individuos del bosque inundado (Figura 2). Individuos de 17 m de altura tienen más del 50 % de probabilidad de ser reproductivos en el bosque alto, mientras que en el bosque inundado esto ocurre con 13 m de altura (regresión logística, bosque alto: $R^2_{\text{Nagelkerke}} = 0.91$, $n=508$; bosque inundado: $R^2_{\text{Nagelkerke}} = 0.90$, $n=159$).

Las tasas de reclutamiento anual de nuevos individuos de *Euterpe* fueron de 144 plantines/ ha en el bosque alto y de 2,000 plantines/ ha en el bosque inundado. La tasa de reclutamiento por individuo reproductivo es baja: 5.9 plantines nuevos/ año en bosque alto y 7.4 plantines nuevos/ año en bosque inundado.

En base a las matrices elaboradas (Tabla 3), se encontró que las tasas de crecimiento poblacional (λ) son cercanas a 1: 0.981 en el bosque alto y 1.0141 en el bosque inundado. En ambos tipos de bosque, las matrices de elasticidad indican que las tasas de crecimiento poblacional son más sensibles a cambios en la tasa de permanencia que a cambios en las tasas de crecimiento y fecundidad (Tabla 4). Las categorías más sensibles son las de los individuos adultos en ambos tipos de hábitat y la categoría de individuos con tallo < 1 m de largo en el bosque inundado.

Las estimaciones de edades realizadas en base a las matrices sugirieron diferencias entre ambas poblaciones (Tabla 4). Se estima que la edad de los individuos que ingresan a la primera categoría con mayoría de individuos reproductivos (A2) es de 76 años (θ), mientras que en el bosque inundado es de 96 años. La diferencia en edades se debe principalmente al tiempo necesario para pasar de la categoría juvenil 1 (J1) a la categoría juvenil 2 (J2) en el bosque inundado, siendo este de 40 años. Asimismo, se estimó que la edad promedio para la primera categoría con mayoría de individuos reproductivos del bosque alto es de 90 años (S), mientras en el bosque inundado es de 158 años. La duración promedio (\pm desviación típica) estimada de una generación (μ) en el bosque alto es de 108 (± 47) años y en el bosque inundado de 158 (± 78) años.

Los resultados de las simulaciones realizadas con las matrices de ambos tipos de bosque sugieren que la disponibilidad del recurso disminuye en el tiempo, sin importar la intensidad de extracción utilizada, debido a que las tasas de crecimiento poblacional son < 1 (Figura 3). Para ambos tipos de bosque, el régimen de extracción del 90% de los individuos reproductivos es el menos sostenible, dejando después de un ciclo (20 años) alrededor del 50% de la disponibilidad de palmito. Por otro lado, la intensidad de extracción de 10% ocasionó una disminución del recurso disponible en 10% (bosque alto) y 25% (bosque inundado) en 100 años. Para mantener la disponibilidad del recurso en 50% al final de 5 ciclos de 20 años, los resultados de las simulaciones sugieren que en el bosque alto se podría extraer mayor cantidad de individuos reproductivos en el bosque alto (30%), que en el bosque inundado (20%).

Discusión

Las estructuras de las poblaciones de *Euterpe precatoria* en un bosque alto del Beni y un bosque inundado de Santa Cruz tienen una curva exponencial negativa (Figura 1) y son similares a la reportada para la especie en Brasil (Nepstad et al. 1992) y para otras especies de palmeras (por ej.: Piñero et al. 1984, Sist 1989, Pinard 1993). A pesar de que ambas poblaciones de *Euterpe* tienen estructuras semejantes, el valor absoluto de los individuos por categoría de tamaño es muy diferente. La densidad de individuos es mucho mayor en el bosque inundado que en el bosque alto. Densidades más altas de individuos de *Euterpe* en bosques estacionalmente inundados han sido también reportadas por Kahn y de Granville (1992). Es posible que el hecho de que *Euterpe* forme rodales más densos en bosques inundados periódicamente, se deba a que la especie está más adaptada a las condiciones abióticas de este tipo de ambiente que a las de bosque alto o a que las condiciones del bosque inundado limitan la presencia de otras especies, permitiendo de esta manera que *Euterpe* sea una especie común en este tipo de hábitat. Este último fenómeno ha sido observado en otras especies de palmeras (por ej.: Myers 1981, Anderson 1988, Peters et al. 1989).

Se encontró en ambas poblaciones estudiadas que la tasa de supervivencia se incrementa con el tamaño de las plantas. Esto también ha sido reportado para otras especies de palmeras (Piñero et al. 1984, De Steven 1986, Sist 1989, Pinard 1993, Knudsen 1995, Olmsted y Alvarez-Buylla 1995). Las tasas de crecimiento de *Euterpe* son similares en ambos tipos de hábitat (Tabla 1) y en el estudio del bosque inundado no se han encontrado diferencias entre años (Peña - Claros, en prep.). Los individuos tienden a crecer más rápido, a medida que aumentan de tamaño, hasta que son reproductivos. Los individuos reproductivos tienen tasas de crecimiento menores, como lo demuestra la disminución en la longitud del entrenudo. Probablemente esto se deba a los costos energéticos que implica la reproducción y a factores biomecánicos, relacionados al tamaño de la planta (Rich 1986). Contrariamente a la creencia popular de que esta especie tiene crecimiento rápido, nuestros resultados demuestran que la especie crece lentamente bajo condiciones naturales, en ambos tipos de bosque. Asimismo, las tasas de crecimiento encontradas para esta especie, son mucho más bajas que las tasas de crecimiento reportadas para *E. oleracea* (FAO 1986, M. Peña, obs. pers.).

Una diferencia importante entre las poblaciones estudiadas es la altura mínima de reproducción. En el bosque alto, los individuos son reproductivos a una mayor altura que en el bosque inundado (Figura 2). Esto está posiblemente relacionado con el tipo de bosque en que se desarrollan (el bosque alto tiene un dosel más alto que el bosque inundado) y la cantidad de luz necesaria para reproducirse. Los individuos reproductivos censados en ambos estudios tienen generalmente su copa en el dosel o arriba (M. Peña - Claros, datos no publicados; P.A. Zuidema, datos no publicados). Las estimaciones de edades realizadas sugieren que los individuos del bosque alto comienzan a ser reproductivos a una edad más temprana que los del bosque inundado, debido al largo período que pasan en la categoría juvenil (J1) en el bosque inundado. Esta categoría tiene una baja tasa de crecimiento, la cual tiene una desviación típica grande y fue estimada en base a relativamente pocos individuos (Tabla 1). Sin embargo, cálculos de crecimiento en base a datos de producción de hojas y longitud de entrenudos confirman la baja tasa de crecimiento de esta categoría (M. Peña - Claros, datos no publicados).

Las tasas de crecimiento poblacional (λ) de ambos sitios tienen valores cercanos a 1, sugiriendo que son estables. Los valores de λ obtenidos probablemente no son significativamente diferente a 1, ya que los intervalos de confianza de λ que han sido reportados en la literatura son amplios (ejemplos para especies ficticias con alta variación demográfica, Alvarez-Buylla y Slatkin 1993; y para una palmera tropical *Astrocaryum mexicanum*, Alvarez-Buylla y Slatkin 1994). Las

estimaciones de edades en la Tabla 4 muestran una tendencia a una mayor variabilidad en las últimas categorías, como también ha sido reportada por Boucher (1997). Hay que tomar en cuenta que las estimaciones de edades realizadas están basadas en las tasas de crecimiento promedio de cada categoría, sin incluir la variabilidad en el crecimiento. Es posible que los individuos que llegan a ser reproductivos son los que han encontrado mejores condiciones de luz durante su desarrollo, y por lo tanto, han tenido tasas de crecimiento (muy) arriba del promedio. Sin embargo, si se toma en cuenta solo el 10% de los individuos con el mayor crecimiento y se suma las duraciones de todas las categorías excepto la última, se llega a una edad > 50 años. Este valor se puede considerar como la edad mínima necesaria para entrar en la última categoría (P.A. Zuidema, datos sin publicar). Por lo tanto, se puede afirmar que *Euterpe* es una especie de larga vida y que los individuos reproductivos que se aprovechan tienen por lo menos > 50 años.

El crecimiento poblacional es más sensible a cambios proporcionales en las tasas de permanencia, que a cambios en el crecimiento y/ o fecundidad (Tabla 4). Esto sugiere que cambios en las tasas de supervivencia de los individuos reproductivos tendrán un efecto mayor sobre el crecimiento poblacional de la especie, que cambios en la tasa de supervivencia de plántulas o individuos juveniles. Esto también ha sido reportado para otras especies de palmeras (ej. Piñero et al. 1984, Pinard 1993, Knudsen 1995, Olmsted y Alvarez-Buylla 1995). Cabe recalcar, que los valores de elasticidad indican el efecto de un cambio proporcional al *valor promedio* del elemento en consideración, y no toma en cuenta la variabilidad de valores de este elemento. Elementos con bajos valores de elasticidad y grandes coeficientes de varianza, podrían en realidad tener un mayor impacto en el valor de λ que lo sugerido por el valor de la elasticidad. En todo caso, un incremento grande en la tasa de mortalidad de individuos adultos de *Euterpe*, causado por la extracción de palmito, tendrá un efecto negativo en la tasa de crecimiento de la población y consecuentemente en la disponibilidad futura de palmito.

En las simulaciones realizadas, se observó asimismo la disminución en la disponibilidad del recurso. Sin importar la intensidad de extracción de palmito, la cantidad de individuos reproductivos disponibles disminuye paulatinamente, a medida que se sigue aprovechando el recurso en ciclos de 20 años. La extracción de únicamente el 10% de los individuos reproductivos tiene el menor efecto en la disponibilidad futura del recurso. Por otro lado, estos resultados sugieren que el régimen de extracción actual (80-90% de los individuos adultos de una determinada área cada 2 - 4 años en el Bajo Paragua, Peña 1996) es el menos sostenible. La insostenibilidad de los regímenes actuales de extracción es también indicada por el hecho de que la fuente de materia prima se encuentra cada vez más alejada de los centros urbanos (Peña - Claros 1996, Stoian 1998). Una alternativa para la producción de palmito son las plantaciones de *Bactris gasipaes*, una especie clonal de rápido crecimiento (Moraes 1996b). Esta especie es la mayor fuente de palmito en Costa Rica y ya existen experiencias de su manejo en Brasil y Bolivia (PESACRE 1997, PROMAB 1998).

Conclusiones

El manejo sostenible de *Euterpe* para la producción de palmito a niveles comerciales se ve ampliamente limitado por las lentas tasas de crecimiento promedio de la especie y por el hecho de ser una especie de tallo único. La extracción de palmito de poblaciones naturales de *Euterpe* tiene un impacto negativo en la dinámica poblacional de la especie, limitando la disponibilidad futura del recurso. Para que la actividad palmitera continúe desarrollándose en Bolivia en base a la utilización de poblaciones naturales de *Euterpe*, es necesario reducir la intensidad de extracción a un 10-30% de los individuos reproductivos o aumentar la frecuencia de extracción (ciclos de corta más largos). Sin embargo, estas modificaciones en el régimen de aprovechamiento harán que esta

actividad se torne inviable económicamente. Por lo tanto, es necesario desarrollar normas que permitan garantizar la sostenibilidad económica de la industria palmitera.

Agradecimientos

Agradecemos a Luis Apaza, Rene Aramayo, Miguel Cuadiay, Nicolas Divico, y otros (bosque alto), y a Sandra Landivar, Fabiana Mamani, Amador Nogales, Juan Carlos Paz, Ricardo Romero, Braulio Vaca Diez, y otros (bosque inundado) por su asistencia en el trabajo de campo. MPC agradece a Jack Putz de la Universidad de Florida (Gainesville, EEUU) por su asesoramiento y apoyo. Los programas para determinar edades han sido escritos por Roderick Zagt de la Universidad de Utrecht (Holanda). Rene Boot y Lourens Poorter de PROMAB y Universidad de Utrecht (Holanda) comentaron una versión preliminar de este artículo.

El trabajo de campo del estudio en el bosque inundado ha sido financiado por el proyecto BOLFOR, el programa Fulbright para Bolivia y el Tropical Conservation and Development Program de la Universidad de Florida; el estudio en el bosque alto es parte del Programa de Investigación de PROMAB, financiado por el Ministerio de Relaciones Exteriores de los Países Bajos, proyecto nro. BO009701.

Referencias

- Anderson, A. B. 1988. Use and management of native forests dominated by açai palm (*Euterpe oleracea* Mart.) in the Amazon estuary. pp: 144 – 154. En: Balick, M. J. (ed.). Advances in Economic Botany, vol. 6. The palm: Tree of Life: Biology, Utilization and Conservation. New York Botanical Garden, Bronx, NY.
- Alvarez-Buylla, E.R. y Slatkin, M. 1993. Finding confidence limits on population growth rates: Monte Carlo test of a simple analytic method. OIKOS 68: 273-282.
- Alvarez-Buylla, E.R. y Slatkin, M. 1994. Finding confidence limits on population growth rates: Three real example revisited. Ecology 75: 255-260.
- Beekman, J. Zonta, A. y Keijzer, B. 1996. Base ambiental para el desarrollo. Departamento de Pando y la Provincia Vaca Diez. Cuaderno de Trabajo 3. SNV. 91 p.
- Boot, R. G. A. y R. E. Gullison. 1995. Approaches to developing sustainable extraction systems for tropical forest products. Ecological Applications 5: 896-903.
- Boucher, D.H. 1997. General patterns of age-by-stage distributions. Journal of Ecology 85: 235-40.
- Bullock, S. H. 1980. Demography of an undergrowth palm in Littoral Cameroon. Biotropica 12: 247-255.
- Caswell, H. 1978. A general formula for the sensitivity of population growth rate to changes in life history parameters. Theoretical Population Biology 14: 215-230.
- Caswell, H. 1989. Matrix population models. Sinauer, Sunderland. 328 p.
- Cochran, M. E. y Ellner, S. 1992. Simple methods for calculating age-based life history parameters for stage-structured populations. Ecological Monographs 62: 345-364.
- De Steven, D. 1986. Comparative demography of a clonal palm (*Oenocarpus mapora* subsp. *mapora*) in Panama. Principes 20: 100-104.
- DHV. 1993. Bolivia. Proyecto de desarrollo agropecuario (PDA). Estudios agroecológicos, forestales y socio-económicos en la región de la castaña de la Amazonia Boliviana. Banco Mundial/Gobierno de Holanda. Forest resources inventory, Volume B. DHV Consultants, Amersfoort, 143 p.
- Enright, N. J. y Hartshorn, G. S. 1983. La demografía de especies de árboles en selva tropical húmeda sin perturbar. pp. 110-123. En: F. H. Bormann y G. Berlyn (eds.) Crecimiento de los Árboles Tropicales. Compañía Editorial Continental SA, México DF.

- FAO. 1986. Food and fruit bearing forest species 3: Examples from Latin America. FAO Forestry Paper 44/3: 133-139. Roma, Italia.
- van Groenendael, J., Kroon, H. de y Caswell, H. 1988. Projection matrices in population biology. TREE 3: 264-269.
- Henderson, A., G. Galeano y R. Bernal. 1995. Field guide to the palms of the Americas. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 352 p.
- Hofmann, K. 1997. Die Palmherzindustrie in nordost-Bolivien. Tesis de maestría, Universidad de Freiburg, Alemania. 114 p.
- Kahn, F. y J. J. de Granville. 1992. Palms in forests ecosystems of Amazonia. Springer Verlag, New York. 226 p.
- Knudsen, H. 1995. Demography, palm - heart extractivism, and reproduction biology of *Prestoea acuminata* (Arecaceae) in Ecuador. Cand. Scient. Thesis. Aarhus University, Dinamarca. 75 p.
- de Kroon, H., Plaisier, A., van Groenendael, J. y Caswell, H. 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. Ecology, 67: 1427-1431.
- Leftkovich, L. P. 1963. Census studies of controlled populations with age- and size-dependent vital rates. Demography 11: 563-585.
- Mendoza, A. 1994. Demografía e integración clonal en *Reinhardtia gracilis*, una palma tropical. Ph. D. dissertation. Universidad Nacional Autónoma de México, México DF. 156 p.
- Martinez, O. A. M. y G. Loayza. 1991. Fábrica de palmitos Ichilo. Plan de Manejo Forestal. Santa Cruz, Bolivia.
- Moraes, M. 1996a. Diversity and distribution of palms in Bolivia. Principes 40: 75-85.
- Moraes, M. 1996b. Bases para el manejo sostenible de palmeras nativas de Bolivia. SNRNMA-DNCB. La Paz, Bolivia. 88 p.
- Moraes, M., J. Sarmiento, y E. Oviedo. 1995. Richness and uses in a diverse palm site in Bolivia. Biodiversity and Conservation 4: 719-727.
- Myers, R. L. 1981. The ecology of low diversity palm swamps near Tortuguero, Costa Rica. Ph. D. Dissertation, University of Florida, Gainesville, FL, Estados Unidos.
- Nepstad, D. C., I. F. Brown, L. Luz, A. Alechandre, y V. Viana. 1992. Biotic impoverishment of Amazonian forests by rubber tappers, loggers and cattle ranchers. Advances in Economic Botany 9:1-14.
- Olmsted, I. y Alvarez-Buylla, E. R. 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. Ecological Applications 5: 484-500.
- Peña - Claros, M. 1996. Ecology and socioeconomics of palm heart extraction from wild populations of *Euterpe precatoria* Mart. in eastern Bolivia. M.Sc. thesis. University of Florida, Gainesville, FL. Estados Unidos. 94 p.
- Peña - Claros, M. en prep. Commercial extraction of palm heart: its effects on natural populations of *Euterpe precatoria* Mart. in eastern Bolivia.
- PESACRE. 1997. Informações sobre a produção e comercialização da pupunha (*Bactris gasipaes*) e seus derivados. PESACRE, Rio Branco. 44 p.
- Peters, C.M. 1990. Plant demography and the management of tropical forest resources: a case study of *Brosimum alicastrum* in Mexico. pp. 265-272. En: A. Gomez Pompa (ed.). Rain Forest Regeneration and Management. Man and Biosphere Series, Unesco. Paris.
- Peters, C., M.J. Balick, F. Kahn, y A.B. Anderson. 1989. Oligarchic forests of economic plants in Amazonia utilization and conservation of an important tropical resource. Conservation Biology 3: 341-349.
- Pinard, M. 1993. Impacts of stem harvesting on populations of *Iriartea deltoidea* (Palmae) in an extractive reserve in Acre, Brazil. Biotropica 25: 2-14.
- Pinard, M. A. y Putz, F. E. 1992. Population matrix models and palm resource management. Bulletin Institute Français d'études Andines 21: 637-649.

- Piñero, D., Martínez-Ramos, M. y Sarukhan, J. 1984. A population model of *Astrocaryum mexicanum* and a sensitivity analysis of its finite rate of increase. *Journal of Ecology* 72: 977-991.
- PROMAB. 1998. Producción de palmito: limitaciones del manejo sostenible de poblaciones naturales de asai (*Euterpe precatoria*), y el potencial del cultivo de tembe (*Bactris gasipaes*) como fuente alternativa. Informe técnica 1-98. PROMAB, Riberalta. 16 p.
- PROMAB. en prep. Plan de manejo para castaña (*Bertholletia excelsa* H.B.K.). Reserva Ecológica "El Tigre". PROMAB, Riberalta. 20 p.
- Rich, P. M. 1986. Mechanical architecture of arborescent rain forest palms. *Principes* 30: 117 - 131.
- Sheil, D. y R. M. May. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology* 84: 91-100.
- Sist, P. 1989. Demography of *Astrocaryum sciophilum*, an understory palm of French Guiana. *Principes* 33: 142-151.
- Stoian, D. en prensa. Shifts in forest product extraction: the post-rubber era in the Bolivian Amazon. *International Tree Crops Journal*.
- Zuidema, P.A. en prep. Demographic constraints for sustainable exploitation: the case of palm heart extraction from *Euterpe precatoria* in the Bolivian Amazon.

Apéndice A**Una breve introducción en modelos de matriz***- Ciclo de vida y elementos de la matriz*

Los modelos de matrices pueden ser basados en categorías de edad y de tamaño. Por las dificultades para determinar edades de la especie estudiada, en este estudio se utilizó un modelo de categorías de tamaño, conocida como matriz de Lefkovitch (Lefkovitch 1965, Caswell 1989). Los parámetros del modelo de matriz se basan en el gráfico del ciclo de vida (Figura 4a, Caswell 1989 p. 45). Las flechas en este figura indican transiciones de una categoría a otra (o a la misma) que ocurre en un unidad de tiempo (generalmente 1 año). Se puede distinguir tres grupos de flechas en el ciclo de vida de *Euterpe* (Figura 4a), indicados con una letra mayúscula con el número de categoría como subíndice: G_i son las transiciones de crecimiento a la siguiente categoría, que corresponde a la probabilidad que un individuo que se encuentra en categoría i en el tiempo t sobreviva y crezca hasta la siguiente categoría ($i+1$) en el tiempo $t+1$ (es decir, después de un año); P_i son las transiciones de permanencia, siendo la probabilidad que un individuo en categoría i sobreviva y permanezca en la misma categoría en el $t+1$; y F_i son las transiciones de fecundidad, siendo el número de reclutamiento (en el caso de este estudio el número de plántulas) que produzca un individuo en clase i en el periodo entre t y $t+1$. Los valores de G_i y P_i no pueden ser mayores a 1, y el valor de F_i es generalmente mayor a 1. Cada flecha en el gráfico de ciclo de vida se puede representar como una celda en una tabla con las transiciones: la matriz de transiciones. Esta matriz de transiciones es cuadrada y tiene un número de filas y columnas igual al número de categorías en el ciclo de vida. Las columnas representan el estado de un individuo en el tiempo t mientras que las filas indican su estado en tiempo $t+1$. Por ejemplo: la transición de crecimiento de categoría 1 a 2 (en el ciclo de vida la flecha de categoría 1 a 2) se representa en columna 1 y fila 2. Si la matriz tiene la letra **A**, la abreviación de este elemento dentro de matriz **A** es a_{21} : el primer subíndice indica el número de la fila y, el segundo, el número de columna. La matriz de transiciones que pertenece al ciclo de vida de la Figura 4a está presentada en la Figura 4b. Las matrices de transición para especies con ciclos de vida largos y poblaciones clasificadas en categorías de tamaño, generalmente tienen valores positivos en la diagonal (permanencia), la subdiagonal (crecimiento) y algunos en la primera fila (fecundidad).

- La tasa de crecimiento de la población: λ

Un matriz de transiciones resume el comportamiento de la población en un año. Multiplicando este matriz **A** por un vector $\mathbf{n}(t)$ que contiene las abundancias de las diferentes categorías en el tiempo t (es decir la estructura poblacional) resulta en un vector $\mathbf{n}(t+1)$ que corresponde a la proyección de la estructura poblacional en el tiempo $t+1$:

$$\mathbf{n}(t+1) = \mathbf{A} \mathbf{n}(t). \quad (2)$$

Siguiendo un año más, se obtiene:

$$\begin{aligned} \mathbf{n}(t+2) &= \mathbf{A} \mathbf{n}(t+1) \\ \mathbf{n}(t+2) &= \mathbf{A} \mathbf{A} \mathbf{n}(t) \end{aligned} \quad (3)$$

$$\mathbf{n}(t+2) = \mathbf{A}^2 \mathbf{n}(t)$$

y después de k años:

$$\mathbf{n}(t+k) = \mathbf{A}^k \mathbf{n}(t). \quad (4)$$

Se ha demostrado (ver Caswell 1989 p. 57-62) que si el valor de k tiende al infinito, la población crece con una tasa constante λ ("lambda") que es una propiedad matemática de la matriz: la raíz latente dominante. Además, con valores de k muy grandes, las proporciones de las diferentes categorías en el vector de la población $\mathbf{n}(t+k)$ ya no cambian, es decir, la población ha obtenido una estructura estable. El valor de λ (en el resto del texto sin subíndice) siempre es positivo. Si $\lambda=1$, la

población no crece ni disminuye de tamaño (número de individuos). Si $\lambda > 1$, la población crece y si $\lambda < 1$, la población disminuye. El λ se puede considerar como la tasa de crecimiento de la población en un futuro lejano, asumiendo que las tasas vitales (supervivencia, crecimiento y fecundidad) no cambiarán. Esta restricción importante implica que los resultados de modelos de matrices de transición deben ser interpretados como *proyecciones*, y no como *predicciones*. Para detalles sobre suposiciones de los modelos de matrices referirse a Caswell (1989) y Pinard & Putz (1992).

- Análisis de sensibilidad y elasticidad

Los cambios en las tasas vitales de las plantas en las categorías, como aumentos en el crecimiento, resulta en cambios en la matriz A , y por lo tanto, en su raíz latente dominante λ . Se han desarrollado dos técnicas para determinar la importancia de los elementos (celdas) de una matriz en la determinación del valor de λ . La primera es el análisis de sensibilidad (Caswell 1978, 1989 p. 120), el cual consiste en cambiar el valor de cada elemento con una fracción infinitamente pequeña, y luego determinar el cambio que causa esta manipulación en el valor de λ . Análiticamente se calcula la sensibilidad s_{ij} del elemento a_{ij} de la matriz A (Caswell 1989 p. 120) como:

$$s_{ij} = \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} = \frac{v_i w_j}{\langle \mathbf{w}, \mathbf{v} \rangle}, \quad (5)$$

donde \mathbf{w} , \mathbf{v} , es el producto escalar del eigenvector derecho y izquierdo respectivamente (características matemáticas de una matriz), y los valores v_i y w_j son elementos de estos vectores. Lo importante aquí es que se puede determinar la importancia de cada elemento de una matriz de transición con una fórmula analítica bastante simple.

Otro método para determinar la importancia de los elementos de la matriz para la tasa de crecimiento λ es el análisis de elasticidad (de Kroon et al. 1986). En este método se cambia el valor de un elemento de la matriz con una fracción muy pequeña que tiene un tamaño *proporcional* al valor del elemento. Luego se calcula la diferencia *proporcional* que tiene esta manipulación en el valor de λ . En la fórmula, la elasticidad e_{ij} del elemento a_{ij} es:

$$e_{ij} = \frac{\partial \lambda / \lambda}{\partial a_{ij} / a_{ij}} = \frac{v_i w_j a_{ij}}{\langle \mathbf{w}, \mathbf{v} \rangle \lambda} \quad (6)$$

Las elasticidades de todos los elementos de la matriz A , que tienen un valor > 0 , suman a 1 (de Kroon et al. 1986). Por lo que, la elasticidad de un elemento a_{ij} puede ser interpretado como la contribución proporcional de este elemento en determinar el valor de λ . Valores de elasticidades también pueden ser sumados para determinar la importancia de transiciones del mismo tipo, por ejemplo transiciones de fecundidad. Así se obtiene la contribución de fecundidad en determinar la tasa de crecimiento de la población.

Títulos de figuras**Figura 1**

Estructuras de poblaciones de *Euterpe precatoria* en dos hábitats diferentes en Bolivia: bosque alto en Beni (a) y bosque inundado en Santa Cruz (b). Las barras corresponden a las categorías de plantines (barras blancas), juveniles (barras rayadas) y adultos (barras negras). Notar diferencias en criterios usados para definir las categorías, y en la escala de la ordenada. Las diferentes categorías están definidas en la Tabla 1.

Figura 2

Relación entre estado reproductivo y altura del tronco de *Euterpe precatoria* en dos hábitats diferentes en Bolivia: bosque alto (Beni; cruces) y bosque inundado (Santa Cruz; triángulos). Las cruces y triángulos indican los valores de individuos en las dos poblaciones (1 = reproductivo, 0 = no reproductivo) y las líneas indican la probabilidad de ser reproductivo según el análisis de regresión logística.

Figura 3

Resultado de proyecciones de diferentes intensidades de extracción de palmito en la disponibilidad futura del recurso (individuos de *Euterpe precatoria*), para dos hábitats diferentes en Bolivia: bosque alto (Beni) y bosque inundado (Santa Cruz). Se fijó el porcentaje de la disponibilidad del recurso sin aprovechamiento en 100% durante todo el periodo simulado, aunque el valor absoluto de la disponibilidad del recurso puede variar. Se ejecutaron las simulaciones por 5 ciclos de corta de 20 años cada uno. Ver métodos para detalles sobre las simulaciones. Solo se presentan tres intensidades de corta por razones de claridad.

Figura 4 (en apéndice)

Ciclo de vida simplificado de *Euterpe precatoria* (a) y la matriz de transición correspondiente (b). Las flechas marcadas con *G* indican crecimiento hasta la siguiente categoría, *P* indican permanencia en la misma categoría y *F* expresan fecundidad. Los subíndices indican el número de la categoría. En este ejemplo, se demuestra menos categorías que las usadas en las matrices de las poblaciones estudiadas (en Tabla 2). 1 = plántulas, 2 = brinzal, 3 = fustal, 4 = adultos 1, 5 = adultos 2.

Tablas

Tabla 1

Categorización y tasas vitales de individuos de *Euterpe* en dos sitios en Bolivia: un bosque alto en Beni y un bosque inundado en Santa Cruz. Las categorías fueron agrupados en plantines (P), juveniles (J) y adultos (reproductivos, A). c_i es la media de la tasa de crecimiento (con desviación típica) en número de foliolo/año (para categorías de plantines en bosque alto), longitud de hoja en cm/año (para plantines de bosque inundado), o altura del tallo en cm/año (restante de las categorías); σ_i es tasa de supervivencia (año^{-1}), n es tamaño de la muestra al inicio del experimento. Ver métodos para detalles sobre diferentes técnicas para determinar crecimiento.

Bosque alto				Bosque inundado					
	Criterio	c_i	Φ_i	n		Criterio	c_i	Φ_i	n
P1	≤ 6 fol	0.2 (0.6)	0.75	108	P1	0.4 m	0.8 (2)	0.72	61
P2	7-16 fol	0.1 (2.4)	0.81	96	P2	0.41-0.8 m	0.9 (6)	0.92	58
P3	17-33 fol	1.2 (6.2)	0.95	35	P3	> 0.81 m	2.6 (8.8)	0.95	30
P4	34-64 fol	2.4 (5.5)	0.96	40					
J1	0.6-1.25 m	8 (8)	0.96	88	J1	< 1 m [†]	0.9 (6)	0.98	13
J2	1.25-2.5 m	23 (17)	0.96	30	J2	1-6 m	21 (20)	0.98	27
J3	2.5-5 m	31 (23)	0.96	47	J3	6-12 m	54 (29)	0.98	21
J4	5-10 m	55 (43)	0.96	103					
A1	10-15 m	15 (24)	0.96	58	A1	> 12 m		0.98	23
A2	15-20 m	9 (14)	0.96	82					
A3	> 20 m	6 (6)	0.96	82					

[†]El límite entre la categoría P3 y J1 en el bosque inundado es dado por la presencia de tronco encima del suelo, el cual se presenta únicamente a partir de los individuos J1.

Tabla 2.

Lista de parámetros demográficos utilizados este artículo.

Parámetro	Descripción
A	Una matriz de transiciones
a_{ij}	Un elemento de la matriz A en fila i y columna j
n	Un vector que contiene la estructura poblacional
n_i	Un elemento del vector n en fila i .
λ o λ_1	Tasa finita de crecimiento de la población (raíz latente dominante de un matriz)
s_{ij}	Sensibilidad de la tasa de crecimiento de la población para cambios en elemento a_{ij}
e_{ij}	Elasticidad (sensibilidad proporcional) de la tasa de crecimiento de la población para
Φ_i	Probabilidad de supervivencia en categoría i
g_i	Probabilidad de pasar a categoría $i+1$ para individuos sobrevivientes en categoría i
f_i	Número de reclutamiento producido por un individuo en categoría i
G_i	Elemento de crecimiento en una matriz de transición, ubicado en la subdiagonal
P_i	Elemento de permanencia en una matriz de transición, ubicado en la diagonal
F_i	Elemento de fecundidad en una matriz de transición, ubicado en la primera (o segunda)
$P(r)_i$	Probabilidad de que un individuo en categoría i sea reproductivo
r_i	Número de reclutamiento producido por un individuo reproductivo
S_i	Edad promedio de individuos en categoría i
θ_i	Edad de individuos al llegar a categoría i
M	Duración de una generación: edad promedio de individuos de un cohorte que reproducen

Tabla 3

Matrices de transición para dos poblaciones de *Euterpe* en dos sitios en Bolivia: un bosque alto en Beni y un bosque inundado en Santa Cruz. Las celdas en la diagonal indican la probabilidad de quedarse en la misma categoría, en la subdiagonal indican la probabilidad de pasar de la categoría indicada en el título de la columna a la categoría de la fila, y las celdas en la primera y segunda fila, en columnas de adultos indican el número de plantines producidos por un individuo adulto en la categoría correspondiente. Para las descripciones de categorías ver Tabla 2 y para una introducción a modelos de matrices, ver Apéndice A.

B.alto	P1	P2	P3	P4	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
P1	0,673	0	0	0	0	0	0	0	0,103	3,142	3,885
P2	0,073	0,805	0	0	0	0	0	0	0,050	1,506	1,863
P3	0	0,006	0,881	0	0	0	0	0	0	0	0
P4	0	0	0,068	0,889	0	0	0	0	0	0	0
J1	0	0	0	0,075	0,861	0	0	0	0	0	0
J2	0	0	0	0	0,103	0,784	0	0	0	0	0
J3	0	0	0	0	0	0,180	0,843	0	0	0	0
J4	0	0	0	0	0	0	0,121	0,857	0	0	0
A1	0	0	0	0	0	0	0	0,107	0,936	0	0
A2	0	0	0	0	0	0	0	0	0,028	0,948	0
A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,017	0,964

B. inundado	P1	P2	P3	J1	J2	J3	A1
P1	0,7084	0	0	0	0	0	15,78
P2	0,0140	0,8992	0	0	0	0	0
P3	0	0,0197	0,9330	0	0	0	0
J1	0	0	0,0204	0,9753	0	0	0
J2	0	0	0	0,086	0,9417	0	0
J3	0	0	0	0	0,0422	0,8947	0
A1	0	0	0	0	0	0,0892	0,9839

Tabla 4

Valores de elasticidad de elementos de matrices y edades estimadas para categorías de dos poblaciones de *Euterpe* en Bolivia: bosque alto en Beni y bosque inundado en Santa Cruz. *C*, *P* y *F* son valores de elasticidades de los elementos de crecimiento, permanencia, y de fecundidad, respectivamente. Los elementos más sensibles a cambios han sido subrayados. ϑ es la edad promedio (\pm desviación típica) de individuos al ingresar a una categoría; *S* es la edad promedio (\pm desviación típica) de individuos en una categoría (ambos según ecuaciones de Cochran y Ellner 1992). Para detalles sobre elasticidades, ver Apendice 1.

	Bosque alto					Bosque inundado					
	Elasticidades			Edades		Elasticidades			Edades		
	<i>C</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	ϑ	<i>S</i>	<i>C</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	ϑ	<i>S</i>	
P1	0.00	0.00		0 (0)	3 (3)	P1	0.01	0.01	0 (0)	3 (3)	
P2	0.01	0.03		4 (3)	8 (5)	P2	0.01	0.05	4 (3)	13 (10)	
P3	0.01	0.05		9 (5)	17 (9)	P3	0.01	0.08	14 (10)	28 (17)	
P4	0.01	0.09		18 (9)	29 (15)						
J1	0.01	0.04		30 (15)	36 (16)	J1	0.01	<u>0.25</u>	29 (17)	69 (44)	
J2	0.01	0.03		37 (16)	40 (17)	J2	0.01	<u>0.10</u>	70 (44)	86 (47)	
J3	0.01	0.04		41 (17)	47 (18)	J3	0.01	0.05	87 (47)	95 (48)	
J4	0.01	0.04		48 (18)	53 (19)						
A1	0.01	<u>0.18</u>	0.00	54 (19)	75 (29)	A1		<u>0.42</u>	0.00	96 (48)	158 (78)
A2	0.00	<u>0.11</u>	0.00	76 (29)	90 (32)						
A3		<u>0.33</u>	0.00	91 (32)	131 (52)						

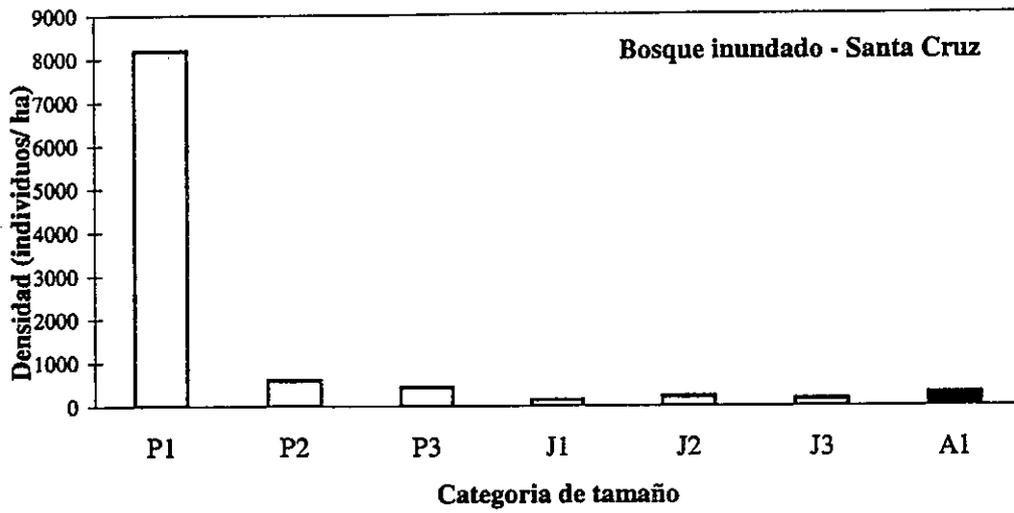
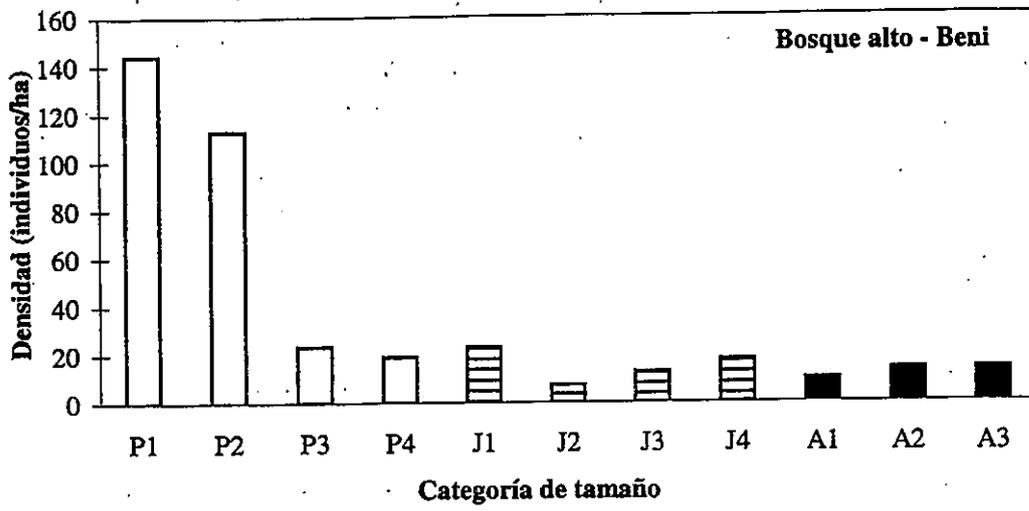


Fig. 1.

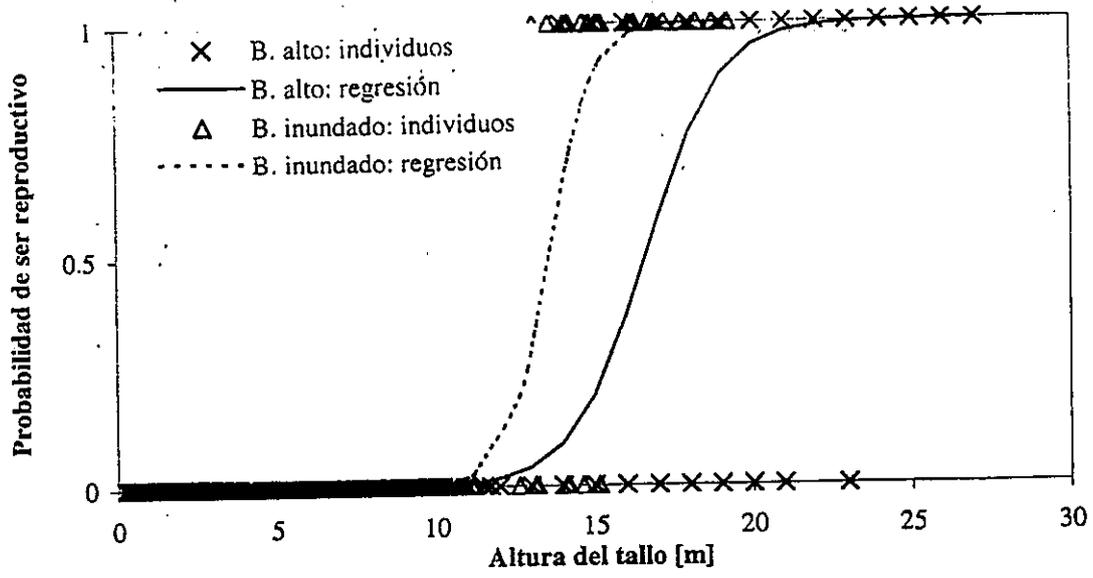


Fig. 2.

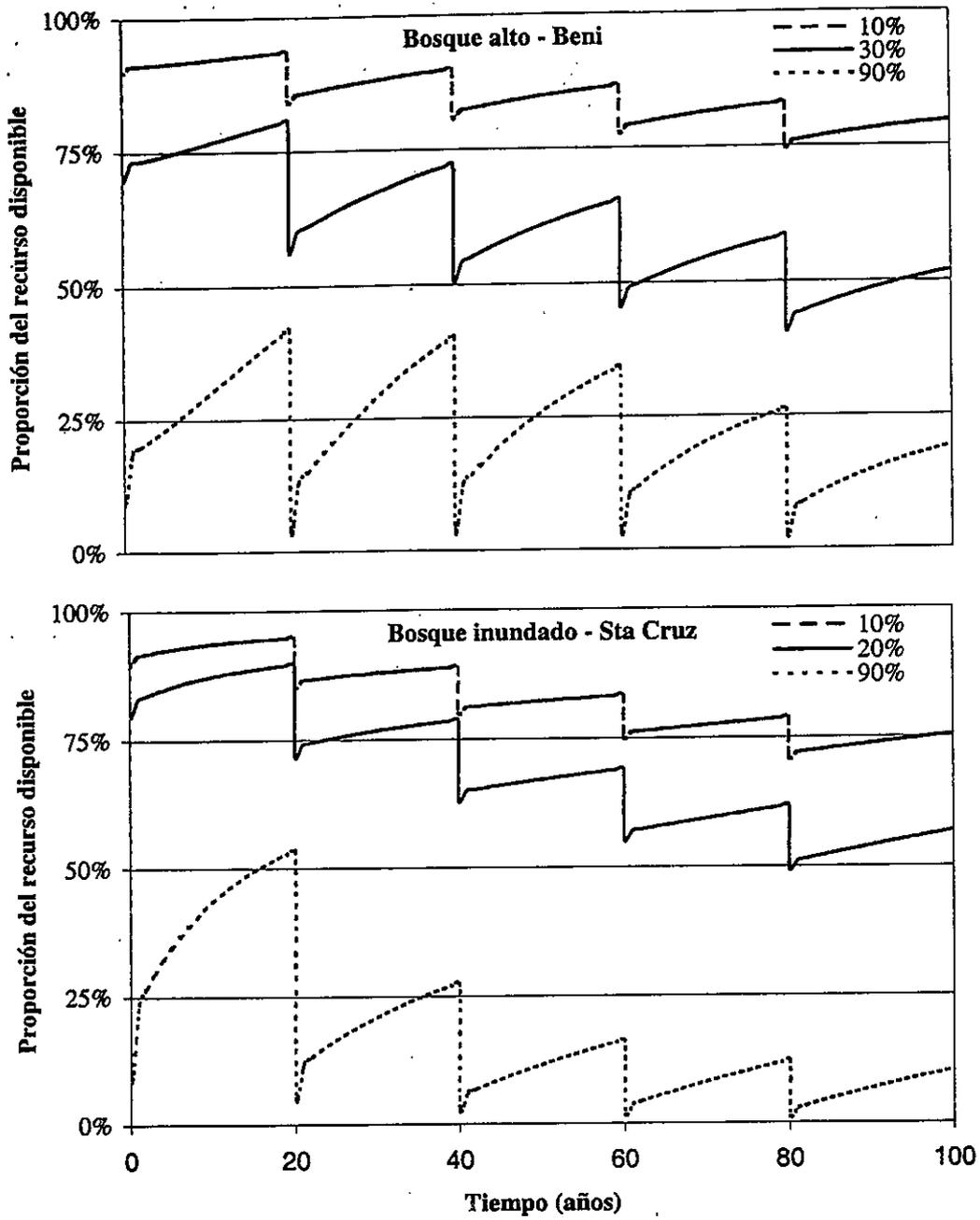


Fig. 3.

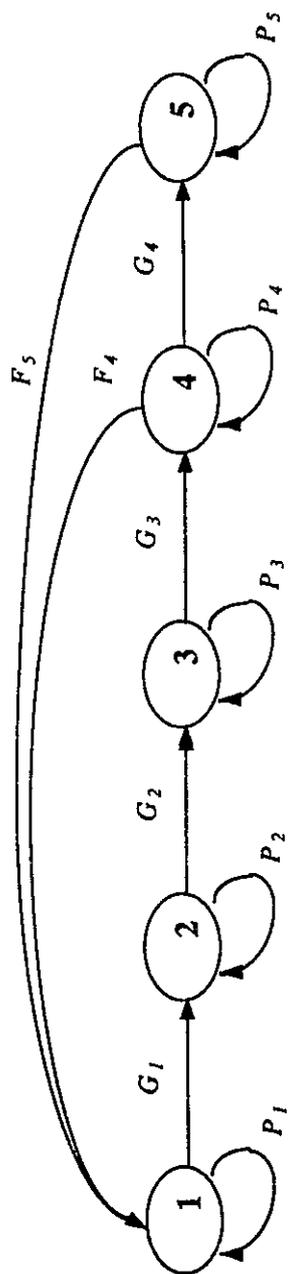


Fig. 4a.

	1	2	3	4	5
1	P_1	0	0	F_4	F_5
2	G_1	P_2	0	0	0
3	0	G_2	P_3	0	0
4	0	0	G_3	P_4	0
5	0	0	0	G_4	P_5

Fig. 4b.

Influencia del área de copa y el DAP en la producción de flores y frutos de castaña (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) en Riberalta - Beni¹

Leigue Gomez JW

Programa de Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana, Casilla 107, Riberalta, Bolivia

La castaña (*Bertholletia excelsa*) es un árbol emergente que produce anualmente semillas cuales son extraídas, procesadas y comercializadas. La castaña constituye uno de los principales rubros económicos del Norte del país habiendo alcanzado en el año 1996 el valor de las exportaciones de este producto a los 29 millones de dólares (CNF. 1997). El conocimiento del comportamiento reproductivo y los patrones de producción de las poblaciones de *Bertholletia* en el tiempo, son datos importantes para los productores para la planificación y manejo de este recurso.

Las preguntas del estudio presente son:

- Que es la relación entre el tamaño del árbol y la producción de las flores y frutos?
- Que es la influencia de lianas y arboles circundantes en la producción de frutos?

Materiales y Métodos

El estudio se llevo al cabo en la Reserva Ecológica denominada "El tigre", propiedad del Proyecto PROMAB (Programa de Manejo de Bosque de la AmazonPa Boliviana), situada a 40 km sobre la carretera Riberalta-GuayaramerPn.

En el monte alto se estudió una población de 42 árboles de castaña, los cuales fueron también parte del estudio de Goubitz & Nijkamp (1995). Los árboles tuvieron un DAP > 40 cm. Para calcular el área de copa de los individuos seleccionados se midió la distancia de la base del árbol hasta el borde de la copa en las ocho direcciones de viento. Luego por trigonometría se calculó las áreas individuales de los triángulos inscritos en el perímetro de la copa. Para el conteo de las flores de la población considerada se muestreo seis árboles con diámetros entre 70 y 140 cm de DAP, siendo un árbol en cada intervalo de clase diamétrica de 10 cm. Debajo las copas de cada árbol se establecieron 24 subparcelas de 1m x 1m, distribuidas en ocho

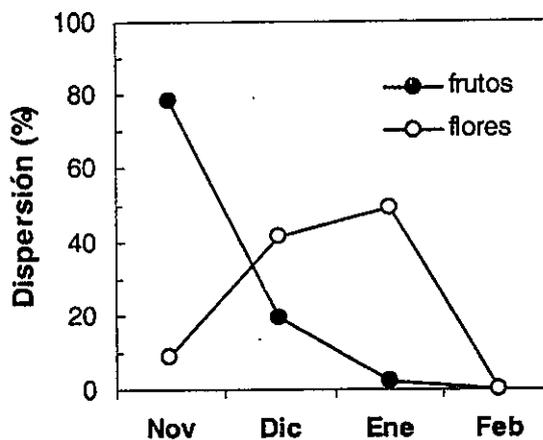


Fig. 1. Caída de flores (círculos abiertos) y frutos (círculos cerrados) durante el tiempo.

¹ Leigue Gomez JW (1997) Influencia del área de copa y el DAP en la producción de flores y frutos de castaña (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) en Riberalta - Beni. Tesis IngenierPa Forstal, Universidad Técnica del Beni, Riberalta.

direcciones, y ubicadas a 5, 15 y 25 metros a partir del fuste del árbol. El conteo de las flores y componentes de las flores encontrados dentro de las subparcelas fue realizado semanalmente.

Para estimar la producción de frutos, se buscó quincenalmente en la época de la zafra bajo cada árbol los frutos, y se marcaron con pintura los frutos ya contados para evitar confusiones en posteriores evaluaciones. Como ya se tenían datos de producción de frutos del año 1994, se continuó registrando las producciones de esos mismos árboles en 1995.

De los 42 árboles seleccionados 18 árboles estaban infestados con lianas. En éstos se midió el diámetro de cada liana presente en el fuste del árbol de castaña o que provenían de otros árboles contiguos. Para cada árbol se calculó el sumo de las áreas basales de lianas.

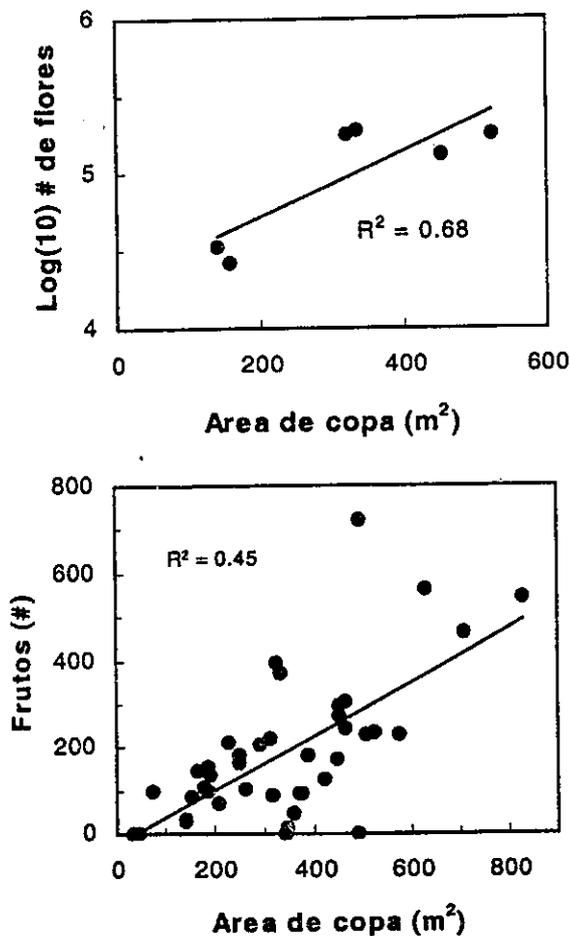
Para determinar el posible efecto de la competencia de individuos circundantes en la producción de frutos de castaña, se seleccionaron otros 18 árboles de castaña. Luego se inventariaron todos los individuos con DAP \geq a 5 cm en un área dentro 20 metros de distancia del árbol de castaña.

Resultados y Discusión

Floración

En el Tigre, las flores de *Bertholletia* parecen en octubre y empiezan a caer a inicios de noviembre, con un máximo de 50 % de flores caídas en enero (Fig. 1). En Brasil los árboles en el Oeste (Acre) florecen antes que los del Este (Pará), lo que indica que el inicio de la floración es

diferente de acuerdo con la región (Moritz 1984). La cantidad de flores producidas por árbol fluctúa entre 20.000 a más de 100.000. El número de flores producidas aumenta con las áreas de copa (regresión lineal, $n=6$, $P<0.05$, $r^2=0.68$) (Fig. 2a). Esto también explica hasta cierto punto, la alta correlación encontrada entre el número de frutos y el área de copa. Aunque *Bertholletia* produce miles de flores, solo una pequeña fracción llegara con éxito al estadio del fruto maduro. De cada 500 flores producidas solo una (\therefore 0.4%) llega a transformarse en fruto maduro, cual porcentaje es similar a observaciones hechos en Brasil (0.4%) (Pinheiro & Albuquerque 1968 en Moritz 1984). La alta producción de flores podría ser una estrategia de la especie para atraer a los insectos e incrementar la cantidad de flores polinizadas. El aborto de las flores es probablemente debido a una falta de polinización, y el aborto de los frutos a una falta de carbohidratos para un desarrollo normal de los frutos.



Fructificación

El 80% de los frutos maduros, que fueron formados el año pasado, caen en

Fig. 2. Relación entre a) producción de flores, y b) producción de frutos, y la área de la copa. Se muestra una línea de regresión y coeficiente de la determinación.

Conclusiones y Recomendaciones

- *Bertholletia* florece desde octubre hasta enero, y disemina sus frutos desde noviembre hasta enero.
- Hay una relación positiva entre el número de flores y la área de copa.
- La relación entre la producción de flores y frutos es 500:1.
- Hay una relación positiva entre la producción de frutos y área de copa, que explique 31% de la variación en producción.
- Utilizando esta relación, se puede estimar la producción de un rodal de *Bertholletia*.
- La producción total de la población de *Bertholletia* no varió mucho entre años (3%), aunque la producción de árboles individuales fluctuó mucho entre años.
- 43% de los árboles de *Bertholletia* está infestado con lianas. La presencia de lianas resulta en una reducción en la producción de frutos de 18 %.
- Un tratamiento silvicultural como corte de lianas podría aumentar la producción del árbol con 4.5 kg de castaña, representando un valor adicional de \$1.2 por árbol.
- Los árboles circundantes no tuvieron ningún efecto en la producción de frutos de *Bertholletia*.

Zuidema, P. 2000. Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon. Serie científica PROMAB 2. Tesis de doctorado, Universidad de Utrecht, Utrecht, Holanda. 240 PP

Resumen ejecutivo

Aprovechamiento de productos no-maderables

Los bosques tropicales de la región Amazónica han sido utilizados por miles de años por sus habitantes. Solamente desde hace 150 años, el uso se ha convertido en una explotación comercial en grande escala, en algunas regiones. En la segunda mitad del siglo 19 y la primera parte del siglo 20 se aprovechaban en grande escala productos como la quinina y la goma. La extracción de madera se intensificó en las últimas décadas del siglo 20. El daño causado por la tala de árboles para madera, la deforestación tropical debido a otras razones, y la pérdida de biodiversidad de bosques tropicales causó una preocupación ambiental a nivel mundial en los años '80. Al mismo tiempo, se admitía el valor de los productos no-maderables proveniente de bosques tropicales (Myers 1984, de Beer & McDermott 1989, Peters *et al.* 1989b). Se argumentó que para estos productos (denominados productos forestales no-maderables, PFNM), es más factible reconciliar el uso con la conservación de bosques tropicales que en el caso de la extracción maderera. La estructura y el funcionamiento del bosque no son afectados por el aprovechamiento de PFNM y, en la mayoría de los casos, la extracción del producto no causa la muerte de la planta (nótese que no se considera animales en este texto). Los productos no-maderables son importantes para millones de hogares en los países en vías de desarrollo (FAO 1997a), y contribuyen substancialmente a la economía local y regional (Homma 1992, FAO 1997a). Además, se usa una variedad enorme de productos, algunos con un mercado importante al nivel internacional (FAO 1997a), y otros con un potencial de ser vendido en gran escala.

Los productos no-maderables que se aprovechan en gran escala, puede ser susceptibles a la sobre-explotación, así como es el caso de la extracción maderera. En estos casos, se necesitan regulaciones para prevenir el declinio de la disponibilidad del recurso o la extinción de la especie (FAO 1997a). Para

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales se caracterizan por su alto grado de heterogeneidad de especies de plantas y las complejas interacciones que se establecen entre ellas (Peters 1996, Whitmore 1998, Nebel & Wright 1999). Las interacciones pueden ocurrir entre árboles y/o distintas formas de vida, como lianas y hepífitas, en las que intervienen la ocupación del espacio y la demanda por la luz o los nutrientes y el agua del suelo (Strasburger et al 1983, Krebs 1985).

La competición por luz entre árboles maduros, por un lado queda establecida por las diferencias en alturas de los árboles contiguos. Donde las copas de los árboles de mayor altura reciben más luz que los del sotobosque, lo que determina una mayor producción de semillas de aquellos. (Guariguata y Pinard 1998). Por otro lado y mucho más compleja, la competición por agua y nutrientes, establecida entre las raíces de los árboles contiguos y cuyos efectos no son fáciles de apreciar cuando intervienen muchas especies (Strasburger et al 1983). Sin embargo, se han demostrado los efectos de la competencia entre plantas en términos de bajos rendimientos (Krebs 1985).

De igual forma, las lianas al ser demandantes de luz y agua compiten sobre la copa de los árboles hospederos (Pérez 1997, Whitmore 1998). En este caso, la interacción puede resultar en una reducción de la capacidad reproductiva de los árboles infestados (Pérez 1997, Guariguata y Pinard 1998). El conocimiento de los efectos de ambos tipos de competición, luz y nutrientes o agua sobre la producción de semillas es fundamental para el manejo de las especies. Particularmente, la producción de semillas cuyos patrones varían entre individuos, años y estaciones (Janzen y Vázquez-Yanes 1993 citados por Mostacedo 2001). Por lo que es pertinente conocer las causas de variación de estos patrones de producción.

En el contexto de la presente investigación, pretendemos medir indirectamente ambos tipos de competición usando el área basal de lianas y árboles contiguos. Para el caso de la competición entre árboles, se adecua por la gran variabilidad en la distribución espacial de los árboles del bosque y la capacidad de carga por unidad de área. En consecuencia, esperamos que mediante mediciones indirectas es posible cuantificar los efectos de la competición por luz, agua y nutrientes en la producción de frutos de los árboles de *B. excelsa*. O que ambos tipos de competición expliquen parte importante de la variación de la producción de frutos de *B. excelsa*.

En los bosques amazónicos del Norte de Bolivia, zona de ocurrencia de los árboles de castaña *Bertholletia excelsa*, las lianas ocurren desde frecuentes a muy abundantes (Pires 1973, Pirez y Prance 1985 Belee y Campbell 1990, Killen 1993). La castaña (*Bertholletia excelsa*) es la especie no maderable más importante de la región, cuyas semillas son beneficiadas y exportadas con el nombre de Nuez del Brazil o Nuez Amazónica. El objetivo principal del presente estudio fue el de evaluar el efecto de la competición de árboles circundantes y árboles infestados con lianas en la producción de frutos y semillas de castaña (*Bertholletia excelsa*). Secundariamente evaluamos el efecto de las lianas sobre el tamaño y conformación de las copas de árboles infestados de *Bertholletia excelsa*.

METODOS

La investigación se realizó en la Reserva Ecológica "El tigre" (10° 59'S, 65°43'O). La Reserva está localizada a 40 km. Al oeste de Riberalta, sobre la carretera a Guayaramerin. La zona presenta clima cálido con temperaturas medias de 28° C, precipitación media de 1780 mm (Beekma et al 1996). Los suelos son del tipo ferrasol, de color pardo fuerte, tienen textura franca, pH bajo y niveles de aluminio altos (DHV 1993).

El tipo de bosque es bosque alto tropical de tierra firme. Donde las especies más abundantes son asai (*Euterpe precatoria*), isigo blanco (*Tetragastris altissima*); nui fruta pequeña (*Pseudolmedia laevis*), palo santo blanco (*Sclerobium* sp.) y quecho amarillo (*Brosimum lactescens*). Las especies emergentes comunes son entre otras castaña (*Bertholletia excelsa*), bitumbo (*Couratari guianensis*), mara macho (*Cedrelinga catenaeformis*), y enchoque (*Cariniana micrantha*) (Poorter et al 2001).

Trabajamos con dos grupos de árboles de castaña (*Bertholletia excelsa*), 18 árboles infestados con lianas y otros 14 árboles sin lianas (Tabla 1 y Tabla 2). Los cuales fueron codificados con placas de aluminio para su identificación. Las muestras debían reunir además otros requisitos como, tener tamaño reproductivo DAP \geq 40 cm, árboles de todos los tamaños e infestación de lianas en distintos grados. Seguidamente, a una altura de 1.30 m medimos el diámetro de todas las lianas que ocurrían sobre el fuste de *B. excelsa* y las lianas provenientes de otros árboles contiguos (Figuras 1 y 2). Basándonos en el diámetro de las lianas calculamos sus áreas basales expresadas en (cm²) por árbol.

La medición continuó con el diámetro a la altura del pecho (DAP) expresado en (cm), y las áreas de copa de los 32 árboles de castaña. Para la estimación de sus áreas de copa (m²), a partir de la base del árbol tomamos las distancias (m) en ocho direcciones (N,NE,S,SE,O,SO,NO) haciendo coincidir estas distancias con el borde de la copa. El cálculo subsiguiente fue por áreas de triángulos parciales aplicando el teorema de los SENOS. Posteriormente, inventariamos alrededor de los 14 árboles no infestados. Consideramos como centro a cada uno de estos árboles y el radio máximo fue de 10 metros, el radio fue definido en función del radio promedio del área de copa. Las submuestras fueron todos los árboles de distintas especies con DAP \geq 5 cm, que ocurrieron dentro del área, con los DAP(s) medidos calculamos las áreas basales circundantes expresadas en m² (Tabla 2).

Parte importante para la complementación del trabajo de campo, fue el conteo del número de frutos de los 32 árboles de *B. excelsa*. En los meses de noviembre a febrero, colectamos quincenalmente los frutos debajo de la copa de los árboles productores, los frutos eran marcados con pintura amarilla para mejor control. Pero debido a la variabilidad anual en la producción de frutos de los árboles tropicales (Peters 1996), el conteo se repitió durante el período de 1994- 2000. En este sentido y con el propósito de minimizar la variación temporal de la producción de frutos, optamos por utilizar el promedio de siete años.

Para el procesamiento de los datos utilizamos la hoja electrónica de Excel y por la naturaleza de las variables aplicamos análisis de regresión lineal. En el análisis preliminar de los datos encontramos que el área de copa estaba relacionada más fuertemente al número de frutos que el DAP, cuya ecuación es: Número de frutos estimados = 0.64*(área de copa) - 41.12. Asimismo el DAP con el área de copa: área de copa = 2.94*DAP

- 45.25, ambas relaciones lineales significativas al 0.05 de error, (Figuras 3 y 4). Lo que nos indicaba que el tamaño (Area de copa y DAP) explica parte importante de la variación de la producción de frutos.

Debido a la covariancia existente y para establecer la verdadera relación entre lianas o competición basimétrica vérsus número de frutos, utilizamos la desviación del número de frutos. Es decir, los frutos observados menos los frutos estimados, según las ecuaciones encontradas. De igual forma se procedió para ajustar la relación entre las lianas y el área de copa.

Finalmente, para determinar el grado de deformación de la copa de los árboles de castaña infestados, utilizamos un índice de deformación u ondulación cuya formula es:

$$\text{Índice de ondulación o deformación} = \frac{\text{Perímetro de la copa (m)}}{\text{Area de copa (m}^2\text{)}}$$

Este índice es > 0, y conforme mayor es el valor mayor es la deformación de la copa del árbol.

RESULTADOS

No encontramos relación entre número de frutos y área basal circundante de árboles contiguos, $n = 14$, $R^2 = 0.08$, ANOVA $F_{(0.05)} = 1.09$ $P > 0.05$ (Tabla 3). Pero encontramos diferencias significativas entre submuestras ANOVA $P < 0.05$ (Tabla 4). Es decir, que las áreas basales entre árboles fueron diferentes. En el grupo de los árboles de *B. excelsa* infestados con lianas, se observó que la producción de frutos disminuye proporcionalmente con el grado de infestación individual de lianas, $n = 18$, $R^2 = 0.22$, ANOVA, $F_{(0.05)} = 4.65$, $P < 0.05$, (Tabla 3). Los coeficientes y el modelo matemático son: Producción de frutos = $-0.14(\text{liana}) + 50.22$ (Figura 5). Sin embargo, no encontramos relación significativa entre lianas y número de semillas por fruto $n = 18$, $R^2 = 0.003$, ANOVA $F_{(0.05)} = 0.04$, $P > 0.05$; o entre lianas y tamaño del fruto, $n = 18$, $R^2 = 0.004$, ANOVA $F_{(0.05)} = 0.068$, $P > 0.05$ (Tabla 3). No se estableció ningún tipo de relación entre el área de copa y lianas, $n = 18$, $R^2 = 0.02$, ANOVA $F_{(0.05)} = 0.42$ $P > 0.05$; o deformación de la copa de árboles infestados con lianas, $n = 18$, $R^2 = 0.007$, ANOVA $F_{(0.05)} = 0.12$ $P > 0.05$ (Tablas 3).

DISCUSIÓN

Producción de frutos de *Bertholletia excelsa* versus área basal circundante

En cuanto a la competición entre árboles contiguos con árboles de *B. excelsa*, no consideramos necesario medir altura o porcentaje de luminosidad de la copa, porque la muestra de árboles de *B. excelsa* estaba conformada por árboles reproductivos adultos y emergentes. Por lo que asumimos que este grupo de árboles sin lianas, no presentaba competencia por luz con los árboles contiguos y más debía tratarse de una competencia por recursos edáficos al nivel del suelo, medible indirectamente en términos de área basal. La competencia entre las plantas usualmente tiene lugar entre individuos cuya posición es fija por virtud de sus raíces. En estos términos la competencia del espacio se acentúa en la competencia entre plantas (Krebs 1985). En el contexto de nuestra investigación, las áreas basales circundantes entre árboles de *B. excelsa* difieren significativamente (Tabla 4), sin embargo no se estableció ninguna relación causal entre las variables número de frutos y área basal circundante (Tabla 3). En el bosque, los árboles del dosel compiten por luz pero al mismo tiempo dejan en el suelo (sotobosque) mucho espacio que ocupan las plantas que toleran la escasez de luz. A este nivel, las especies competidoras no llegan a consumir todos los recursos del área, por lo que otras especies con distintas adaptaciones y grados de desarrollo aprovechan los recursos remanentes. Valiéndose de diferentes requerimientos y sistemas de raíces, las especies logran coexistir porque obtienen el agua y los nutrientes de capas diferentes del suelo (Nebel & Wright 1999). En consecuencia, debido al equilibrio existente del ecosistema, a las características de emergencia y dominancia

y la alta variabilidad reproductiva de *B. excelsa* (Tabla 1). La competición por agua y nutriente, usando el método indirecto del área basal circundante, no explica la variación del número de frutos de *B. excelsa*.

Producción de frutos de *B. excelsa* versus lianas

Para aprovechar la luz en los bosques densos, las plantas trepadoras o lianas se suben a los árboles para alcanzar mayores alturas. Otras como las orquídeas, crecen directamente sobre las ramas de los árboles; reciben por esto el nombre de epífitas (Bromelias), éstas no son parásitas en si mismas sino que viven allí para tener acceso a la luz (Morales 1988, Nebel & Wriarth 1999). Sin embargo, en los bosques tropicales las lianas ocupan el 20 % de la biomasa foliar del dosel, y al ocupar una proporción tan substancial de éste las lianas deben interceptar una proporción similarmente considerable de la radiación solar (Putz 1983, Gentry 1983, Pérez 1998). Quedando de esta manera establecida la competición por luz con las copas de los árboles.

Los árboles infestados de *B. excelsa* presentaron alta variación de infestación de lianas expresada en área basal, con un rango de 59 a 1238 cm² (Tabla 1). En esta investigación encontramos que las lianas reducen la producción de frutos de los árboles de *B. excelsa* (Figura 5). Nuestros resultados confirman la hipótesis de que las lianas disminuyen el potencial reproductivo de los árboles infestados (Pérez 1997, Guariguata y Pinard 1998). Lo que también quiere decir que las lianas explican significativamente parte de la variación de la producción de frutos de *B. excelsa*. Por consiguiente, podemos usar el área basal de lianas como un indicador indirecto de la competición por luz en la copa de los árboles.

El rango de variación del número de semillas por fruto/árbol de 11-22, es considerablemente menor frente al rango de número de frutos por árbol de 0-531 (Tabla 1). Sin embargo, esta pequeña variación del tamaño y número de semillas por fruto no resultó ser explicada por efecto de las lianas (Tabla 3). Debiéndose esto más bien a la variación genética propia de la especie.

Tamaño y conformación de área de copa de *B. excelsa* versus lianas

Debido a la fuerte correlación encontrada entre producción de frutos y área de copa de *B. excelsa* (Figura 3) o lianas y número de frutos (Figura 5). Al relacionar lianas con área y conformación de copas, esperábamos encontrar algún efecto de reducción por razones de competición, pero paradójicamente no se estableció ninguna relación entre estas variables (Tabla 3). Otros estudios realizados en plantaciones coetáneas muestran que las áreas de copas tienen en la mayoría de los casos un alto grado de variación entre árboles de la misma especie y mismo sitio (Jara et al 1995), lo que excluye a las lianas como posible factor de variación del tamaño de copa. Sin embargo, en nuestro estudio demostramos que parte importante de la variación en tamaño del área de copa en *B. excelsa*, se explica por la edad expresada mediante el DAP (Figura 4). Además por los resultados de Jara et al (1995), se pone de relieve la importancia de la variación genética en las especies tropicales como un factor intrínseco pero no fácil de cuantificar en condiciones de bosque natural.

En cuanto a la irregularidad de las copas de *B. excelsa*, se observó que ésta es una característica común en árboles con y sin lianas, donde esta asimetría o deformación observada puede ser el efecto de dos causas. Primero, por la dirección de los vientos dominantes. Segundo, la competición por luz de los árboles en sus estadios iniciales de desarrollo en el pasado, esto es verificable cuando comparamos las copas bien conformadas de *B. excelsa* que crecen en plantaciones (Observación personal).

BIBLIOGRAFÍA

- Guariguata, R.M. y M.A. Pinard. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. *Forest Ecology and Management* 112:87-99.
- Putz, F.E. 1983. Liana biomass and leaf area of a tierra firme forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. *Biotropica* 15:185-189.
- Gentry, A. H. 1983. Lianas and the "paradox" of contrasting latitudinal gradients in wood and litter production. *Tropical Ecology* 24:63-67.
- Pires, J.M. y G.T. Prance. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. En G. T. Prance y T. Lovejoy (Eds.). *Dey environments: Amazonia*. Pergamon Press, Nueva York. Pp: 109-145.
- Pires, J.M. 1973. Tipos de vegetação da Amazônia. En O Museu Coeldi no ano de sesquicentenário. *Publicações Avulsas Nº 20*. Museu Paraense Emilio Goeldi, Belén. Pp:171-202.
- Belée, W. y D.G. Campbell. Evidence for the successional status of liana forest (Xingu River Basin, Amazonian Brazil). *Biotropica* 22:36-47.
- Pérez, D.R. 1998. Efectos del Corte de Bejucos sobre la Estructura de un Bosque Boliviano: Recomendaciones y Evaluación de una Práctica Silvicultural. "Memorias del Simposio Internacional sobre Posibilidades de Manejo Forestal Sostenible en América Tropical". Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Vázquez-Yanes, C. y A. Orozco-Segovia. 1993. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24:69-87.
- Mostacedo, B. y Pinard, M. 2001. *Ecología de Semillas y Plántulas de Árboles Maderables en bosques Tropicales de Bolivia*. Santa Cruz. Bolivia.
- Porter, L. et al. 2001. Dinámica de Especies Arbóreas en un Bosque Húmedo Tropical en el Norte de la Amazonía Boliviana. PROMAB, Riberalta.
- DHV. 1993. *Desarrollo de la Amazonía Boliviana: de la actividad extractiva hacia un desarrollo integral sostenible*. Estudios agroecológicos, forestales y socioeconómicos en la región de la castaña de la Amazonía Boliviana. Resumen ejecutivo. DH.V, La Paz, Bolivia.
- Killeen T. J., E. García E., & S.G. Beck. 1993. *Guía de Árboles de Bolivia*. Missouri Botanical Garden, St. Louis, USA. 958 pp.
- Peters, Ch. 1996. *Aprovechamiento Sostenible de Recursos no Maderables en Bosque Húmedo Tropical: Un Manual Ecológico*. Jardín Botánico de Nueva York. 46 pp.

- Morales, C.B. 1988. Manual de Ecología. Instituto de Ecología U.M.S.A. La Paz, Bolivia. 323 pp.
- Nebel, B.J. & Wriqth, R.T. 1999. Ciencias Ambientales. Ecología y Desarrollo Sostenible, 6ª ed. México. 720pp.
- Krebs, Ch. J. 1985. Ecología-Estudio de la Distribución y la Abundancia, 2ª ed. Instituto Ecológico de Recursos Animales. Universidad de Columbia Británica. 753 pp.
- Strasburger, E., Noll F, Schenck H., Schimper A.F. 1983. Tratado de Botánica, 7ª ed. México. 1098 pp.
- Jara, L.F, Valle M.A., Salinas J.A. 1995, Producción de Semillas de Diez Especies Forestales Tropicales. CATIE. Serie Técnica, Informe Técnico N° 13. 24 pp.
- Whitmore, T.C. 1998. An Introduction to Tropical Rain Forests. Oxford University Press, Inc., New York. 282 pp.

Resumen ejecutivo

Aprovechamiento de productos no-maderables

Los bosques tropicales de la región Amazónica han sido utilizados por miles de años por sus habitantes. Solamente desde hace 150 años, el uso se ha convertido en una explotación comercial en grande escala, en algunas regiones. En la segunda mitad del siglo 19 y la primera parte del siglo 20 se aprovechaban en grande escala productos como la quinina y la goma. La extracción de madera se intensificó en las últimas décadas del siglo 20. El daño causado por la tala de árboles para madera, la deforestación tropical debido a otras razones, y la pérdida de biodiversidad de bosques tropicales causó una preocupación ambiental a nivel mundial en los años '80. Al mismo tiempo, se admitía el valor de los productos no-maderables proveniente de bosques tropicales (Myers 1984, de Beer & McDermott 1989, Peters *et al.* 1989b). Se argumentó que para estos productos (denominados productos forestales no-maderables, PFNM), es más factible reconciliar el uso con la conservación de bosques tropicales que en el caso de la extracción maderera. La estructura y el funcionamiento del bosque no son afectados por el aprovechamiento de PFNM y, en la mayoría de los casos, la extracción del producto no causa la muerte de la planta (nótese que no se considera animales en este texto). Los productos no-maderables son importantes para millones de hogares en los países en vías de desarrollo (FAO 1997a), y contribuyen substancialmente a la economía local y regional (Homma 1992, FAO 1997a). Además, se usa una variedad enorme de productos, algunos con un mercado importante al nivel internacional (FAO 1997a), y otros con un potencial de ser vendido en gran escala.

Los productos no-maderables que se aprovechan en gran escala, puede ser susceptibles a la sobre-explotación, así como es el caso de la extracción maderera. En estos casos, se necesitan regulaciones para prevenir el declinio de la disponibilidad del recurso o la extinción de la especie (FAO 1997a). Para

otros productos, existen perspectivas buenas para un uso sostenible, y en estos casos se podría certificar el sistema de extracción. En ambos casos, es necesario contar con información sobre el impacto de la explotación en la disponibilidad futura del recurso. Esta información se puede obtener en estudios ecológicos en los cuales se evalúa la sostenibilidad del aprovechamiento.

Sostenibilidad del aprovechamiento de productos no-maderables

La sostenibilidad ecológica del aprovechamiento de un producto puede ser evaluada a tres niveles: a nivel del individuo, de la población y del ecosistema entero. Al nivel del individuo, hace una diferencia si el aprovechamiento causa la muerte de individuo o si solamente algunas hojas de la planta son cosechadas. Al nivel de la población, el aprovechamiento puede ser considerado sostenible si la población no desaparece o si la productividad de la población (en términos de la disponibilidad del recurso aprovechado) no disminuye. Al nivel del ecosistema, la sostenibilidad será lograda si - en términos generales - el aprovechamiento no cambia el funcionamiento del ecosistema. El foco de este tesis es el impacto del aprovechamiento de productos no-maderables a nivel de la población. En este nivel se puede obtener información sobre cómo la producción del recurso puede ser mantenido por un periodo prolongado. Esta información es importante para diseñar regulaciones para el aprovechamiento de los PFNM, y para justificar la certificación de sistemas de aprovechamiento.

El aprovechamiento de PFNM siempre influye en la dinámica de la población: por ejemplo, el recojo de frutos disminuirá la regeneración, la colecta de hojas disminuirá el crecimiento, y la colecta de goma probablemente incrementará la mortalidad. Por lo tanto, es posible obtener conocimiento sobre el impacto del aprovechamiento, tomando en cuenta la dinámica de los individuos y las poblaciones (Hall & Bawa 1993, Peters 1996b). Para hacer un análisis de este tipo, se necesita dos tipos de información. Primeramente, se necesita una comprensión de la demografía de la especie sin perturbar. Esto incluye respuestas a preguntas como: ¿cuales son las tasas de sobrevivencia, crecimiento y reproducción de individuos de diferentes tamaños?; ¿que es el tamaño mínimo de reproducción?; ¿cuales son las fases cruciales en el ciclo de la vida?, etc. Seguidamente, se necesita información sobre cómo las tasas demográficas están siendo afectadas por el aprovechamiento. Estos dos tipos de información pueden ser analizados usando modelos demográficos.

Una grande variedad de modelos demográficos son aplicados en la ecología (forestal) (por ejemplo Vanclay 1995, Peng 2000). Estos pueden ser agrupados según su unidad de modelaje: si esta es la planta individual, los

modelos son “modelos de base individual” (*individual-based models*, DeAngelis *et al.* 1992). En cambio, si esta es una categoría de individuos agrupados por edad o tamaño, los modelos se llaman “modelos de poblaciones estructuradas” (*structured-population models*, Tuljapurkar & Caswell 1997). El primer tipo de modelos es más complejo en el sentido de que se usan las tasas demográficas de individuos para analizar la dinámica al nivel de la población, sin agrupar a los individuos. Como consecuencia, estos modelos son más complicadas de construir. En el segundo tipo de modelos, los individuos están agrupados en categorías y se toma estos grupos como unidad de modelaje. Consecuentemente, se “pierde” a los individuos mismos en el proceso de modelaje.

Los modelos de matrices son los más populares del segundo tipo de modelos (Caswell 1989a, ver Enright & Hartshorn 1981, y Peña-Claros & Zuidema 1999 para una introducción técnica en español), y son los que se utiliza en esta tesis. Estos modelos son aplicados frecuentemente para analizar la sostenibilidad de sistemas de aprovechamiento de productos no-maderables (Capítulos 2, 3 y 5, Pinard & Putz 1992, Peña-Claros & Zuidema 1999).

Como hay muchas diferentes partes de plantas que se aprovechan como productos no-maderables, existen varias maneras en que la extracción de estas partes influye en la dinámica de la población. Para analizar el impacto del aprovechamiento, primeramente se necesita responder a las siguientes preguntas: (1) ¿cuáles categorías están afectadas por el aprovechamiento?, y (2) ¿cuáles tasas demográficas están afectadas por el aprovechamiento? La respuestas a estas preguntas son importantes para diseñar estudios en el campo y para construir el modelo demográfico. La Figura 1 muestra con algunas ejemplos como el aprovechamiento de PFMN pueden influenciar la dinámica de la población. Como se puede apreciar en la Figura 1, el aprovechamiento de semillas o palmito tiene un impacto directo en una o varias flechas del ciclo de vida, mientras que el impacto de la extracción de hojas y goma es indirecto. En el primer caso, se extrae individuos, semillas o frutos de la población, y el aprovechamiento puede ser “traducido” directamente en un cambio en las transiciones entre categorías (indicadas como flechas). Por ejemplo, si se colecta 25% de las semillas, resulta en una reducción del 25% en la transición reproductiva. También, este tipo de aprovechamiento puede ser simulado por una reducción en la abundancia de ciertas categorías en la estructura poblacional: por ejemplo si se extrae 50% de los adultos en una población para obtener palmito se reduce la abundancia de estos individuos con un 50%. Sin embargo, si el impacto del aprovechamiento no puede ser traducido directamente en un cambio en una o más transiciones, es necesario ejecutar experimentos para determinar el impacto de la extracción en las tasas demográficas. Por ejemplo, se puede ejecutar una extracción experimental en

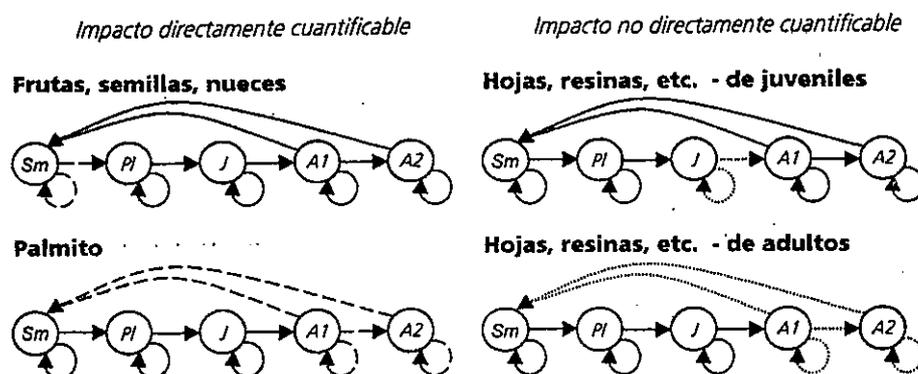


Figura 1

La influencia de diferencias que tiene la parte extraída de plantas en la dinámica poblacional de un árbol imaginaria. Un ciclo de vida generalizado está mostrado, que consiste de cinco categorías: semillas (Sm), plantines (Pl), juveniles (J), adultos pequeños (A1) y adultos largos (A2). Las flechas indican transiciones entre categorías: flechas hacia la derecha se refieren a crecimiento, las que conectan a la misma categoría se refieren a permanencia en la misma categoría y las de categorías de adultos a la categoría de semillas indican reproducción. Las flechas no interrumpidas no son afectadas por la extracción; las flechas interrumpidas indican transiciones que son afectadas por la extracción y que pueden ser cuantificadas en base a la intensidad de la extracción; las flechas punteadas se refieren a transiciones que pueden ser afectadas por la extracción, pero que necesitan ser cuantificadas en un estudio de aprovechamiento. Una suposición de esta figura es que no hay cambios en tasas demográficas debido a cambios en el medio ambiente que resultan del aprovechamiento (por ejemplo una disponibilidad de luz más alta).

parte de la población estudiada (ver Capítulo 5). Luego, se determina el impacto del aprovechamiento en la dinámica de la población, comparando o combinando modelos de poblaciones sin perturbar con los de poblaciones aprovechadas (ver por ejemplo Capítulo 5, Zagt 1997).

Contexto de este estudio

Este estudio forma parte del Programa Manejo de Bosques de la Amazonía Boliviana (PROMAB), que es un proyecto de investigación, extensión y educación del Instituto para el Hombre, Agricultura y Ecología (IPHAE, Riberalta, Bolivia), la Carrera de Ingeniería Forestal de la Universidad Técnica del Beni (CIF/UTB, Riberalta, Bolivia) y la Universidad de Utrecht (Holanda). Desde 1995, las actividades de PROMAB han sido: estudios ecológico-forestales y socio-económicas, asistencia técnica y entrenamiento de los usuarios de los bosques de la región (con énfasis en agricultores y comunidades rurales), educación a estudiantes de forestería, y la diseminación de conocimiento e información a usuarios del bosque e instituciones gubernamentales responsables para la implementación de la Ley Forestal. El objetivo del Programa es contribuir al mejoramiento de la calidad de vida de

los habitantes de la región a través del uso sostenible y la conservación de los bosques y sus recursos.

Objetivos del estudio

Los objetivos de este estudio fueron:

1. analizar la demografía de varias especies de árboles de la Amazonía Boliviana, que se utilizan para extraer productos no-maderables;
2. evaluar el impacto y la sostenibilidad de la explotación de productos no-maderables de varias especies de árboles de la Amazonía Boliviana; y
3. examinar la aplicación de modelos de matrices para analizar la demografía de árboles y para evaluar la sostenibilidad ecológica de la extracción de productos no-maderables.

Comparando la historia de vida de las especies estudiadas

En esta tesis de doctorado, la demografía de tres especies de árboles fueron estudiadas: un árbol emergente (*Bertholletia excelsa*, Capítulo 2) y dos palmeras (*Euterpe precatoria*, Capítulo 3; y *Geonoma deversa*, Capítulos 4 & 5). Resultados de un estudio demográfico de una cuarta especie, la palmera *Attalea butyracaea* ('palla') de la cual también se usa las hojas para techos, serán publicados en una otra oportunidad. Las tres especies estudiadas son aprovechadas para la obtención productos no-maderables: castaña (o almendra, nuez de Brasil) es colectada de *Bertholletia*, palmito de *Euterpe*, y hojas para techos de alta calidad de *Geonoma*. Las especies son similares en algunas características y diferentes en otras características relacionadas a su demografía, el impacto del aprovechamiento y sus perspectivas para manejo sostenible. En la Tabla 1, las especies estudiadas son comparadas. El siguiente texto explica la información en esta Tabla.

Las especies estudiadas son notablemente diferentes en relación al tamaño de los adultos y la distribución espacial: *Bertholletia* es un árbol emergente que ocurre con una baja densidad; *Euterpe* es una palmera del (sub)dosel que se encuentra en densidades altas; y *Geonoma* es una palmera del sotobosque que forma rodales con una alta densidad de plantas. La estrategia reproductiva de las especies también es diferente: *Geonoma* se reproduce tanto de manera vegetativa como por semillas, *Euterpe* y *Bertholletia* se reproducen solamente por semillas. En la última especie, la dispersión de semillas depende mayormente de roedores (*Dasyprocta* spp.) que pueden abrir los frutos

Tabla 1

Una comparación de las tres especies estudiadas en esta tesis. Notese que se presenta solamente valores promedios y que algunos parámetros son muy variables. Las densidades están presentadas para las parcelas de estudio y son generalmente inferiores si calculadas en áreas más extensas; la distribución espacial se refiere a áreas más grandes. Plantines incluyen plantines pequeños en la primera categoría de tamaño; adultos incluyen individuos desde la primera categoría con un porcentaje alto de individuos reproductivos. La sobrevivencia presentada es un año con precipitación normal. Para *Geonoma* la información incluida se refiere a los macollos (individuos genéticos). La importancia de las categorías y las tasas demográficas están basadas en el análisis de sensibilidad de los modelos de matrices. La importancia de sobrevivencia es el porcentaje de la elasticidad total de tasas vitales que se debe a la sobrevivencia (ver métodos en Capítulo 6). Cantidades de los productos obtenidos son representados como nueces, palmitos y hojas, respectivamente. a. = aproximadamente.

Parámetro	Especie		
	<i>Bertholletia</i>	<i>Euterpe</i>	<i>Geonoma</i>
- Características generales			
Forma de vida	Árbol emergente	Palmera del (sub)dosel	Palmera del sotobosque
Altura de adultos [m]	35-45	15-25	1-4
Tipo de reproducción	Semillas	Semillas	Semillas & clonal
Densidad de adultos [ha ⁻¹]	a. 1-3	a. 25	a. 1,000
Densidad de plantines [ha ⁻¹]	a. 25-45	a. 200	a. 14,000
Distribución espacial	Heterogéneo	Homogéneo	Muy heterogéneo
- Dinámica de población			
Sobrevivencia de plantines [% año ⁻¹]	a.55	a.70	a. 55
Sobrevivencia de adultos [% año ⁻¹]	a.99	a. 97	> 99
Crecimiento de plantines	Bajo	Bajo, frecuentemente negativo	Bajo, frecuentemente negativo
Categorías más importantes	Reproductivas - temprano	Reproductivas - tarde	Reproductivas - temprano
Tasa demográfica más importante	Sobrevivencia	Sobrevivencia	Sobrevivencia
Importancia de sobrevivencia [%]	97	96	89
Estrategia de regeneración	Dependiente de claros	Intermediario?	Tolerante a sombra
Duración de vida [año]	a. 360	a. 110	a. 300
Edad al alcanzar tamaño reproductivo [año]	a. 125	a. 70	a. 25
- Aprovechamiento			
Parte extraída	Semillas	Meristema apical	Hojas
Producto obtenido	Castaña o almendra	Palmito	Material para techos
Abundancia de individuos aprovechados [ha ⁻¹]	a. 1-3	a. 25	a. 1,000
Abundancia del producto [ha ⁻¹]	a. 2,000-4,000	a. 25	a. 35,000
Impacto del aprovechamiento	Bajo	Alto	Intermediario
Capacidad de recuperación	Probablemente alta	Baja	Alta
Tiempo de recuperación	-	Largo (>50 años)	Corto (<5 años)
Persepectivas para uso sostenible	Buenas	Malas	Buenas

(Capítulo 2). Para todas las especies, la abundancia de plantines relativa a la abundancia de adultos fue alta, y las estructuras de población fueron similares (con forma de una J invertida).

En cuanto a la dinámica de la población, la sobrevivencia de plantines fue baja, contrastando con una (muy) alta tasa de sobrevivencia de adultos en las tres especies. Se ha encontrado frecuentemente que plantines de árboles tropicales tienen un alta mortalidad. Esto puede ser atribuido a la baja intensidad de luz en el sotobosque (Capítulos 2 & 3), a la vulnerabilidad para herbivoría y predación de semillas (Capítulo 2), y a la vulnerabilidad a ser dañado o totalmente cubierto por hojas o ramas (Capítulo 4). Además, la variabilidad climatológica influyó en la sobrevivencia de los plantines (Capítulos 2,3 & 4). En las tres especies, la probabilidad de sobrevivir incrementó rápidamente de plantines pequeños hasta plantines más grandes o brinzales.

La tasa de crecimiento de plantines fue en general baja, y se observó frecuentemente un crecimiento negativo. Aparentemente, los plantines de *Bertholletia* sufren menos con las condiciones desfavorable del sotobosque, probablemente como pueden utilizar la reserva de su cotiledón (Zuidema *et al.* 1999). En cambio, la tasa de crecimiento de juveniles (individuos no-reproductivos con un tallo visible o un diámetro medible a 1.3 m altura) fue generalmente alta. Para *Bertholletia* y *Euterpe*, la tasa de crecimiento incrementó rápidamente a partir de juveniles pequeños, y alcanzó su valor máximo con los individuos pre-reproductivos. Los adultos de estas especies generalmente tienen tasas de crecimiento bajas. Este padrón no lineal entre crecimiento y tamaño de la planta es típico para árboles tropicales (por ejemplo: Zagt 1997, Clark & Clark 1999, Alder & Silva 2000, Silvie-Gourlet & Houillier 2000). El estado reproductivo (es decir si la planta es reproductivo o no) estuvo íntimamente relacionado al tamaño de la planta en las tres especies, y estuvo relacionada con la disponibilidad de luz en el caso de *Bertholletia* y *Euterpe*.

La estrategia de regeneración varía entre las especies estudiadas: *Bertholletia* es considerada como una especie que depende fuertemente de claros en el dosel (Mori & Prance 1990), lo cual se confirma por la alta tasa de crecimiento que tiene la especie en condiciones de alta luz (Capítulo 2, Kainer *et al.* 1998, Poorter 1999, M. Peña-Claros *comunicación personal*). *Euterpe* probablemente depende menos de claros para su regeneración natural: en este estudio plantines de esta especie respondieron menos fuertemente a un incremento de intensidad de luz, aunque en otros estudios se ha observado una tasa de crecimiento más elevada en alta luz (Peña-Claros 1996, Poorter 1999). Por último, *Geonoma* es una especialista del sotobosque, que crece en condiciones de poca luz (<7% apertura del dosel) en el sotobosque (Capítulo 4).

A pesar de las diferencias en el tamaño de adultos y en la estrategia de regeneración, existen correspondencias importantes en las historias de vida de las tres especies: todas tienen una duración de vida larga (con excepción de los caules individuales de *Geonoma*, que viven por 37 años aproximadamente) y tienen poblaciones estables (es decir, tasa de crecimiento poblacional cercana a 1). En todas las especies, categorías con individuos reproductivos contribuyen en la mayor medida a la tasa de crecimiento poblacional, y sobrevivencia es la tasa demográfica más importante.

Impacto del aprovechamiento y sostenibilidad

El impacto del aprovechamiento varió considerablemente entre las especies estudiadas: para *Euterpe* se encontró un fuerte impacto de la extracción debido a que los individuos que se cortan para extraer palmito contribuyen mucho a la tasa de crecimiento poblacional. Para *Geonoma*, la extracción de hojas tuvo una influencia marcada en la tasa de crecimiento de las plantas y en la reproducción, pero no influyó en la tasa de mortalidad. En los primeros años después de la colecta de hojas, la reproducción sexual y vegetativa fueron reducidas considerablemente (por 40-70%), mientras que las tasas de crecimiento y producción de hojas fueron menos afectadas (por 30-40% y 10-15%, respectivamente). Para *Bertholletia*, no se observó indicaciones de una explotación insostenible en dos bosques donde se ha aprovechado castaña por un tiempo largo: en ambas poblaciones se observó regeneración natural de la especie, y ambas poblaciones tienen un tamaño estable. Además, no se esperaría un impacto negativo del aprovechamiento en por lo menos 125 años, el tiempo estimado hasta que un plantín alcance el tamaño reproductivo en un bosque primario.

El tiempo necesario de recuperación después del aprovechamiento es corto en el caso de la recolección de hojas de *Geonoma*: 36% y 68% del número de hojas colectadas fueron recuperadas después de un y dos años, respectivamente. Se puede esperar la recuperación completa del área de hojas en tres años; después de este periodo es posible que las tasas de crecimiento y reproducción retornen a niveles de una situación sin aprovechamiento. Sin embargo, para la extracción de palmito de *Euterpe* el tiempo de recuperación es largo, ya que los individuos extraídos pueden solamente ser reemplazados por semillas, un proceso que toma casi 100 años. Para *Bertholletia*, es difícil estimar el tiempo de recuperación, ya que no se encontró un impacto claro del aprovechamiento en la regeneración de las poblaciones estudiadas.

Los factores antemencionados - el impacto del aprovechamiento y la habilidad de recuperación - determinan si un cierto producto puede ser

extraído de manera sostenible. Para *Bertholletia*, el análisis demográfico demuestra que hay buenas perspectivas para una producción sostenible, no obstante la alta intensidad del aprovechamiento (casi el 90% de las semillas son colectadas): existe una regeneración continua de plantines, no existen vacíos en la estructura poblacional, el modelo demográfico no predice un declinio en el tamaño de la población, y la producción de semillas es el proceso demográfico menos importante para el crecimiento de la población. La actividad no intencionada de 'sembrar' semillas de *Bertholletia* que realizan los colectores de castaña, y la cacería de los dispersadores de la especie (roedores) en áreas aprovechadas podrían contribuir a la regeneración continua de la especie, a pesar del aprovechamiento que se realiza. Sin embargo, estas relaciones son altamente especulativas, ya que no existen evidencias que estos factores jueguen realmente un papel importante. Aun así, hay buenas perspectivas de un uso sostenible de castaña, proporcionando de esta manera oportunidades para la certificación como un producto "verde". Iniciativas de certificación de castaña en Bolivia ya han sido asumidas (CFV 1999).

La situación para *Euterpe* es claramente diferente. Los individuos cortados para la extracción de palmito son viejos y su muerte tiene un impacto fuerte en el crecimiento de la población y la disponibilidad futura de palmito. Simulaciones de modelos demográficos demostraron que intensidades altas de extracción (75-100% de los adultos cosechados) combinadas con ciclos de extracción cortos (4-8 años), causan un deterioro rápido del tamaño de la población y la abundancia de adultos. Sin embargo, también con regímenes de extracción menos intensivos - extrayendo 25% de los individuos reproductivos cada 32 años - la disponibilidad de palmito disminuye continuamente, cuando comparado con la situación sin perturbar. Estos resultados están confirmados por un estudio demográfico similar en poblaciones en bosque inundado en el departamento de Santa Cruz, Bolivia (Peña-Claros 1996, Peña-Claros & Zuidema 1999). Además, estudios de *Euterpe edulis*, una palmera similar que se explota para palmito en Argentina y el Sur-Este de Brasil, indican la misma tendencia (Galetti & Fernandez 1998). Ajustes en la intensidad o frecuencia del aprovechamiento de palmito de *Euterpe precatoria* no son considerados como una opción económicamente viable, ya que haría que la extracción no sea lucrativa. Las conclusiones de los dos estudios en Bolivia han resultado en la formulación de normas técnicas para el aprovechamiento de palmito a nivel nacional. Una fuente alternativa de palmito son plantaciones de la palmera clonal *Bactris gasipaes* que tiene un crecimiento rápido. Pruebas con esta especie en Bolivia y Brasil han tenido éxito, y han demostrado que se puede obtener cosechas considerables en un tiempo corto (PROMAB 1998). En conclusión, es evidente que las limitaciones demográficas de la especie descartan un sistema de aprovechamiento de palmito de *Euterpe precatoria*

que sea económicamente viable y ecológicamente sostenible. El aprovechamiento de esta especie es un caso típico de expansión y declinio rápido (*boom and bust*) el cual también ha sido encontrado para otros productos no-maderables (Homma 1992).

Las perspectivas de un aprovechamiento sostenible de la colección de hojas de *Geonoma* son buenas. Aunque se observó una disminución considerable en las tasas de crecimiento y reproducción, la sobrevivencia de plantas explotadas no fue afectada y el área foliar colectada fue recuperado rápidamente. Resultados similares han sido obtenidos para otras especies de palmeras de sotobosque (Mendoza *et al.* 1987, Oyama & Mendoza 1990, Chazdon 1991), indicando que estas plantas son muy tolerantes a la remoción de hojas. Simulaciones de extracción de hojas demostraron que poblaciones aprovechadas recuperan bien después de la cosecha: se puede mantener la disponibilidad de hojas inicial al nivel de la población con cosechas repetidas. Sin embargo, es necesario tener cuidado con cosechas frecuentes: probablemente se puede asegurar la disponibilidad sostenible de hojas cuando se colecta hojas una vez cada 10-15 años. Las buenas perspectivas para un uso sostenible en combinación con la alta densidad local de la especie y la alta calidad de sus hojas, sugieren que hay oportunidades para realizar un aprovechamiento más intensivo de este producto. En este momento, las hojas de *Geonoma* son vendidas solamente en cantidades bajas y a nivel nacional, pero la diseminación de información sobre la calidad de este producto, y la certificación de su sistema de aprovechamiento puede incrementar el interés en el mismo.

La construcción de modelos de matrices

En este estudio, modelos de matrices fueron utilizados para analizar la dinámica de población de las especies investigadas. Sin entrar en demasiados detalles técnicos, los siguientes párrafos tratan del uso (como construir, como tratar variación) y la utilidad (para el análisis de demografía, para la evaluación de sostenibilidad) de los modelos de matrices.

Los modelos de matrices tienen una forma estandarizada que puede ser adaptada dependiendo de la especie de interés o de los deseos del investigador. Para la construcción de modelos de matrices, toda la población de la especie es dividida en categorías de tamaño (categorías de edad se usa muy poco para plantas; por lo tanto, el siguiente texto se limita a categorías de tamaño). La información básica que el modelo requiere son las probabilidades de transiciones entre las categorías, las cuales están organizadas en una matriz de transición (una matriz cuadrada de dimensión $m \times m$, en que m significa el

número de categorías). Para la construcción de esta matriz de transición, se necesita tomar varias decisiones: (1) ¿Cuales parámetros se aplica para la categorización de la población? (2) ¿Cómo se determina los límites de las categorías? (3) ¿Cómo se cuantifican las probabilidades de las transiciones?

Con respecto al parámetro usado para la categorización (1), es importante que este parámetro tenga una relación con el crecimiento, sobrevivencia y reproducción de los individuos. Aunque en general solamente un parámetro de clasificación está disponible (por ejemplo: diámetro del tallo), existen casos en que varios parámetros pueden ser utilizados (por ejemplo en el caso de plantines: número, tipo o tamaño de hojas). En este caso, se recomienda el uso de un parámetro que tenga la relación más fuerte con las tasas demográficas que se usa en el modelo. En esta tesis, la clasificación de plantines fue basada en altura (*Bertholletia*), número de hojas (*Geonoma*) y longitud de la hoja (*Euterpe*). Juveniles y adultos fueron clasificados por diámetro del tallo (*Bertholletia*) y altura del tallo (otras especies).

La determinación de los límites de las categorías (2) puede ser hecho de dos maneras: por criterios biológicos o por criterios de tamaño de muestra. En ambos casos, el objetivo es de maximizar las diferencias en tasas demográficas entre las categorías y minimizar la variación de estas tasas dentro de una categoría. La segunda manera de categorizar parte del concepto que existen dos tipos de errores contrastantes que influyen en la solidez de las tasas de transiciones entre categorías: el error de la muestra (que incrementa cuando se disminuye el tamaño de la muestra y, por lo tanto, con categorías angostas) y el error de distribución debido a la variación demográfica dentro de una categoría (que incrementa con el ancho de la categoría). Varios métodos fueron diseñados para determinar los límites de categorías tratando de minimizar de estos dos tipos de errores (Vandermeer 1978, Moloney 1986), pero estos casi nunca se aplican en estudios de plantas arbóreas (Capítulo 7). El primer tipo de clasificación, basado en criterios biológicos, es el más popular. Este método fue también utilizado en esta tesis. Si se aplica esta técnica, es importante elegir límites de categorías de manera que las diferencias en sobrevivencia, crecimiento y reproducción sean maximizados entre las categorías. Por ejemplo, el límite de categorías no-reproductivos y reproductivos tiene que ser elegido de manera que se maximice la diferencia en la producción de semillas entre categorías. Además, se tiene que tomar en cuenta que el uso de categorías muy anchas tiene como efecto que individuos pueden quedarse por mucho tiempo en una categoría, lo que puede tener un impacto importante y poco realista en los resultados del modelo (Capítulo 7). Finalmente, a pesar de la existencia de algunas reglas, la determinación del número de categorías y sus límites sigue siendo un proceso muy subjetivo.

La decisión de como se cuantifica el valor de las transiciones (3) también

puede tener implicaciones importantes para los resultados del modelo. El método más popular para calcular valores de transiciones entre categorías es de usar frecuencias de transiciones observadas (Capítulo 7). Usando este método, cada individuo es asignado a una categoría en el tiempo t , y esto se repite en el tiempo $t+1$. Luego, la frecuencia de transiciones es calculada como la proporción del número de individuos inicial en la categoría que se encuentra en una otra categoría o en la misma categoría, después de un año. En caso de que el número de individuos en una categoría sea pequeño, si la categoría es ancha o si la tasa de crecimiento es baja, puede ser difícil de cuantificar adecuadamente los valores de las transiciones. En este caso, puede ser que no se observe ciertas transiciones.

Las probabilidades de transiciones también pueden ser calculadas de manera diferente, usando las tasas demográficas (o *tasas vitales*: sobrevivencia, crecimiento y reproducción) que forman parte de las probabilidades en la matriz de transiciones. Este método ha sido aplicada en los estudios de esta tesis y en algunos otros estudios (por ejemplo Zagt 1997, Batista *et al.* 1998), y es más adecuada para especies de larga vida como plantas leñosas (Capítulo 7). Las tasas vitales usadas en este método pueden ser medidas directamente en el campo (tasas de sobrevivencia, de crecimiento y producción de semillas). Luego, estas tasas pueden ser relacionadas al tamaño de la planta para obtener padrones de tasas vitales para todo el rango de tamaños. Este se puede hacer usando análisis de regresión, o en el caso de no encontrar padrones de tasas vitales dependientes del tamaño de la planta, se puede calcular el valor promedio de varias categorías. Seguidamente, se puede obtener una estimación de una tasa vital para cada categoría usando la ecuación de regresión. Los detalles técnicos de este método se encuentran en los Capítulos 2, 3 y 4.

Los dos métodos de parametrización pueden ser combinados en un modelo (por ejemplo Capítulos 3 & 4, Zagt 1997). Esta combinación es útil cuando se puede distinguir dos tipos de demografía dentro de una especie: por un lado la demografía de plantines con una alta tasa de mortalidad y una tasa de crecimiento muy variable, y por otro lado, la demografía de adultos con baja mortalidad y crecimiento continuo y predecible. En este caso (que es común en árboles tropicales), la demografía de plantines es descrita adecuadamente usando frecuencias de transiciones observadas (especialmente cuando el tamaño de la muestra es grande) y demografía de adultos usando transiciones calculadas en base a padrones de tasas vitales dependiente del tamaño de la planta.

Resumiendo, existen diferentes maneras de construir y parametrizar modelos de matrices, que pueden resultar en diferentes matrices de transición. Una selección cuidadosa del método para determinar el tamaño y contenido de la matriz de transición es importante, ya que diferencias en metodología

pueden tener implicaciones significativas para los resultados del modelo (Capítulo 7).

Incorporando variación en tasas demográficas en modelos de matrices

Los modelos de matrices asumen que las tasas demográficas de individuos (sobrevivencia, crecimiento y reproducción) en una cierta categoría de tamaño (o de edad) son descritas adecuadamente por el valor del promedio. Es claro que esta suposición no es válida en el caso de que ciertas tasas demográficas varíen mucho. Esta variabilidad puede ser causada (1) por variación natural entre los individuos en una categoría debido a diferencias en tamaño o en edad, variación genética, variación espacial y variación temporal; y (2) por la incertidumbre en la estimación de parámetros. En los estudios incluidos en esta tesis, ambos tipos de variación fueron importantes. El primer tipo de variación fue bastante importante para el crecimiento de plantines en las tres especies estudiadas, y para el crecimiento de juveniles de *Bertholletia* y *Euterpe*. Esta variación se debe por parte a las diferencias en la disponibilidad de luz entre individuos de este tamaño. Árboles adultos, por el contrario, se encuentran generalmente en condiciones similares en relación a la disponibilidad de luz. Una alta variación en tasas de crecimiento de plantines y juveniles ha sido observado frecuentemente en árboles tropicales (por ejemplo: Zagt 1997, Clark & Clark 1999). En el caso de *Bertholletia*, el fuerte aumento de crecimiento en condiciones con más luz también contribuyó a la variabilidad de este parámetro. Un otro parámetro que demostró una alta variación es la producción de semillas en *Bertholletia* (Capítulo 2). Para las otras especies la producción de semillas no fue determinada, pero es probable que también sea bastante variable entre individuos y años (Janzen 1978).

Con respecto al segundo tipo de variación, se encontró dificultades en la estimación de las tasas de sobrevivencia en dos de las tres especies (*Bertholletia* y *Geonoma*). Este problema parece ser común: en un compendio de 37 modelos de matrices para plantas leñosas (Capítulo 7) se mencionó este problema en >40% de los estudios. En este capítulo, también se demostró que esta inseguridad puede tener una influencia considerable en los resultados del modelo (en la tasa de crecimiento poblacional, estimaciones de edades, análisis de sensibilidad), especialmente en el caso de que la sobrevivencia está muy alta.

En el Capítulo 6, se presenta un método para incorporar la variación de parámetros demográficos en el análisis de sensibilidad de modelos de matrices. Los tipos de análisis de sensibilidad regulares (también denominados "análisis

de perturbación”) examinan la importancia de una cierta tasa demográfica, aplicando un cambio infinitamente pequeño y absoluto (“sensibilidad”, Caswell 1978) o infinitamente pequeño y proporcional al valor de la tasa en consideración (“elasticidad”, de Kroon *et al.* 1986). Por lo tanto, estas técnicas no toman en cuenta que ciertas tasas demográficas demuestran una variación más grande que otras, y que un cierto cambio en una tasa demográfica es más probable en un parámetro variable que en un parámetro constante. El método de perturbación usado en Capítulo 6 toma en cuenta la variabilidad de tasas demográficas, simulando los cambios en la tasas de crecimiento poblacional que resultan de cambios ‘probables’ en tasas demográficas dentro el modelo. Este método fue aplicado a seis especies de plantas para determinar la influencia de la variabilidad demográfica en las tasas de crecimiento poblacional. Los resultados de las simulaciones demuestran que la variación demográfica puede influenciar las tasas de crecimiento de manera considerable. Por ejemplo, la alta variación del crecimiento individual de juveniles de *Bertholletia* y *Euterpe* tiene un impacto importante en la tasa de crecimiento poblacional.

Incorporando variación temporal en modelos de matrices

En su forma básica, los modelos de matrices no varían temporalmente, es decir, asuman que las condiciones de la población estudiada continúan por siempre. En los estudios reportadas en esta tesis, la demografía fue afectada por dos tipos de variación temporal: variación climatológica (en precipitación; para las tres especies) y el efecto del aprovechamiento (en el caso de *Geonoma*).

La variación climatológica fue causada por una reducción grande en la precipitación del fin de '97 hasta medianos del '98, con una precipitación promedio de <100 mm por mes en un año, mientras que este promedio es normalmente 143 mm. Este periodo coincidió con una época de ‘El Niño’, pero no se encontró un padrón consistente de poca precipitación en años con ‘El Niño’. Datos de precipitación de 50 años demuestran que años secos similares ocurren regularmente en la región: en promedio un año seco en cada ocho años. Variación en precipitación entre años también ha sido observada en otros lugares en los Neotrópicos (ver por ejemplo, Ropelewski & Halpert 1996). El año seco afectó significativamente la demografía de las tres especies estudiadas: el reclutamiento de nuevas plantines fue afectado fuertemente (una reducción de 70-80% en las tres especies). También se observó un efecto en la sobrevivencia (0-20%) y en el crecimiento de plantines (0-20%). Sin embargo, la sobrevivencia y el crecimiento de juveniles y adultos fue menos afectado.

La variación temporal causada por efecto del aprovechamiento puede ocurrir en caso de que los individuos aprovechados se recuperen gradualmente

después de la explotación, como se observó en *Geonoma* después del corte de hojas (Capítulo 5). Este tipo de variación temporal también puede darse si las condiciones de la población cambian gradualmente después del aprovechamiento (por ejemplo, Peña-Claros 1996, Zagt 1997), después de un cambio súbito del ambiente (por ejemplo, después de un huracán, Pascarella & Horvitz 1999), o en el transcurso de la sucesión de una vegetación (por ejemplo, en bosques tropicales, Alvarez-Buylla 1994).

Existen diferentes modificaciones del modelo de matriz básico que permiten incorporar variación temporal. Estos modelos con variación temporal (*time-varying models*) pueden ser clasificados en modelos determinísticos y modelos estocásticos (Caswell 1989a). Modelos determinísticos asumen que diferentes tipos de años siguen una secuencia fija, por ejemplo siempre un año seco después de siete años normales. En cambio, en los modelos estocásticos los años están seleccionados al azar, aunque la probabilidad de ocurrencia de diferentes tipos de años es fija: por ejemplo, la probabilidad de un año seco es 1/8.

Ambos tipos de modelos (determinísticos y estocásticos) fueron aplicados en esta tesis. En el estudio de *Geonoma*, se encontró que la secuencia de años secos y normales - sea fija o al azar - tiene un impacto muy pequeño en la tasa de crecimiento poblacional a largo plazo, probablemente por las pequeñas diferencias en las tasas demográficas más importantes entre un año normal y un año seco. Para *Bertholletia* se aplicó un modelo estocástico para incorporar la variación temporal. Para simulaciones del aprovechamiento de hojas de *Geonoma*, se usó un modelo determinístico ya que el objetivo fue proyectar la dinámica de la población, usando varios regímenes de extracción con un ciclo de corta fijo (cortando hojas cada 4, 8, o 16 años). En este caso, se requiere una secuencia fija de tipos de años. Un método afín fue aplicado para *Euterpe*. Como se asumió que la extracción de adultos no tenía un efecto en la dinámica de la población remanente, se aplicó el mismo modelo de matriz para las poblaciones sin perturbar y las que fueron aprovechadas. La extracción del palmito fue simulado mediante la remoción de un porcentaje de adultos la estructura de la población al comienzo de cada ciclo de corta (ver también Olmsted & Alvarez-Buylla 1995).

El uso de modelos de matrices para analizar la demografía de plantas

Se han publicado modelos de matrices para aproximadamente unas 140 especies de plantas (M. Franco, *comunicación personal*), de las cuales por lo menos 35 son especies leñosas (Capítulo 7). Por lo tanto, estos modelos pueden ser considerados como un instrumento popular para el análisis demográfico.

Se han sido aplicado modelos de matrices para asistir en la conservación de especies raras o en peligro (por ejemplo Silvertown *et al.* 1996, Heppell *et al.* 2000, Sæther & Bakke 2000), y para evaluar la sostenibilidad de sistemas de aprovechamiento de plantas, como en esta tesis (Pinard & Putz 1992, Peters 1996b, Peña-Claros & Zuidema 1999).

Los modelos de matrices han sido aplicados más que cualquier otro tipo de modelo para el análisis demográfico de plantas. Se presenta posteriormente una breve sobrevista de las fortalezas y defectos de los modelos de matrices.

Las fortalezas de los modelos de matrices incluyen que estos pueden ser construidos con relativa facilidad, que usan una estructura simple y estandarizada, que generan resultados que pueden ser comparados fácilmente, que pueden ser construidos con pocos datos, que su método de trabajo está claramente descrito en libros de texto, y que pueden ser implementados usando software relativamente simple (por ejemplo RAMAS-Stage, Applied Biomathematics, Setauket, New York) inclusive con programas de hoja de cálculo. La mayoría de otros modelos demográficos tienen requerimientos más rigurosos en relación a la disponibilidad de datos, requieren más capacidad de computación y tienen una estructura mucho más compleja.

La sencillez de los modelos de matrices también es su principal defecto, ya que implica que deben hacerse varias suposiciones. Algunos de estas suposiciones pueden ser pocas realistas. Primeramente, como antemencionado, los modelos de matrices estándares asumen que la dinámica de la población no cambiará en el tiempo, una suposición que puede ser poca realista debido a la variación temporal en condiciones ambientales. Además, los modelos de matrices asumen que las tasas demográficas de individuos son adecuadamente descritas por el valor promedio. Esto no puede ser realista para especies que dependen de claros en el dosel del bosque para su regeneración y que demuestran un crecimiento muy elevado en condiciones de alta luz (ver Capítulo 2). También esto puede ser poco realista cuando la variabilidad en tasas demográficas es grande. Terceramente, en modelos de matrices, la demografía de individuos en una categoría es solamente determinada por su estado presente, es decir que los individuos "se olvidan de su pasado". Esto implica que un individuo que pasa rápidamente por algunas categorías de tamaño, puede repentinamente dejar de crecer y quedarse por un tiempo largo en una sola categoría. Además, individuos se pueden quedar por periodos muy extensos en una categoría que tiene una baja probabilidad de progresión a la siguiente categoría (Capítulo 7). Puesto que en la realidad las tasas demográficas de un individuo en el pasado frecuentemente tienen una correlación con las tasas futuras, la suposición que la demografía solamente depende del estado presente de un individuo no es realista frecuentemente (por ejemplo Ehrlén 2000).

Considerando las fortalezas y defectos antemencionados, los modelos de matrices pueden aún así ser considerados como una herramienta muy útil en el análisis demográfico de plantas. Son especialmente útiles cuando (1) los datos son escasos, (2) el investigador tiene poco conocimiento de modelaje, (3) están contruidos tomando en cuenta sus suposiciones y su sensibilidad para limitaciones de datos, y (4) cuando se interpreta sus resultados con cuidado. En relación al último punto, se necesita tomar en cuenta que los resultados de los modelos de matrices están influidos no solamente por factores relacionados a la historia de vida y las condiciones ambientales de la población, sino también por factores relacionados a la construcción del modelo (Capítulo 7).

El uso de modelos de matrices para evaluar la sostenibilidad de aprovechamiento

Tres métodos han sido usados para evaluar la sostenibilidad del aprovechamiento de plantas con modelos de matrices (Figura 2). Las diferencias principales entre estos métodos es el tipo de dinámica aplicada: el primer método aplica la dinámica asintótica, es decir después de un periodo muy extenso. Los dos otros métodos usan la dinámica de tiempo determinado (*transient dynamics*), es decir en un periodo relativamente corto. En este caso, el modelo de matriz proyecta cambios en el tamaño y la estructura de la población, empezando con la estructura poblacional inicial.

El primer método, que fue utilizado para evaluar la sostenibilidad de la extracción de frutos y madera, toma la tasa asintótica de crecimiento de la población (λ) como criterio para evaluar sostenibilidad. Esta tasa de crecimiento es constante y se la alcanza a medida que el tiempo tiende al infinito. La lógica de este método es que el 'excedente' de individuos (frutos o árboles) producido cada año en una población creciente puede ser cosechada sin afectar la estabilidad de la población. Se asegura de este manera la sostenibilidad si la población aprovechada es estable o creciente ($\lambda \geq 1$). En el caso de extracción de frutos (Peters 1990a & b, Bernal 1998), el nivel de extracción máximo sostenible es determinado mediante incrementos en la extracción de semillas en el modelo hasta que el valor de λ llega a ser 1 (indicando una población estable). En el caso de la madera, este valor es determinado en una manera similar, como la porción de la población que es igual a $(\lambda - 1)$ (Usher 1966, 1969) o a $([\lambda - 1]/\lambda)$ (Enright & Ogden 1979). Una desventaja importante de este método es que requiere que el valor de λ sea arriba de 1; ya que si no es el caso no se puede aprovechar la población. Una segunda desventaja es que el método depende fuertemente en el valor de λ , que frecuentemente no es muy seguro. Por ejemplo, para los modelos de

matrices que proyectan que una población creciente ($\lambda > 1$), el valor de λ frecuentemente parece ser no significativamente diferente de 1 (por ejemplo, Alvarez-Buylla & Slatkin 1994). Esto implica que el tamaño de estas poblaciones también puede ser estable o disminuyendo. Esta incertidumbre es especialmente importante ya que en un gran porcentaje de los modelos de matrices para especies arbóreas el valor de λ es cerca a uno (el 65% de los modelos de estas especies obtienen un λ entre 0.97 y 1.03, Capítulo 7). Terceramente, la tasa asintótica de crecimiento de la población es calculada para una población en que la distribución de individuos en las categorías de tamaño es estable, es decir no cambiará durante el tiempo. Frecuentemente, en los modelos de matrices, la estructura poblacional observada difiere importantemente de la estructura estable, lo que implica que el matriz de transición no refleja adecuadamente la demografía de la especie, o que la estructura de la población está cambiando (por ejemplo, por sucesión de la vegetación).

Algunos de los problemas mencionados pueden ser eliminados cuando se usa un método basado en la dinámica de tiempo determinado. El segundo método en Figura 2, aplica los cambios absolutos en el tamaño de la población (o cambios en la abundancia de una cierta categoría, por ejemplo la de adultos) para evaluar la sostenibilidad. Si este tamaño no llega abajo de un nivel determinado, o abajo de una proporción de su valor inicial, se puede considerar la extracción como sostenible (por ejemplo Olmsted & Alvarez-Buylla 1995, Zagt 1997). Este método es más flexible que el anterior, ya que se lo puede aplicar para diferentes regímenes de aprovechamiento con diferentes frecuencias e intensidades de extracción. Esto es más difícil o imposible de hacer usando el primer método. Esta técnica no depende del valor de λ , pero aún requiere que la población crezca (o que sea estable) durante el periodo de la simulación. Si la población está disminuyendo, no existen perspectivas para una extracción sostenible.

El tercer método en Figura 2 es similar al segundo, con la diferencia que no requiere que la población crezca. En cambio, considera los cambios en el tamaño de la población (o categoría) aprovechada relativamente al tamaño en una situación sin perturbar. Si la proporción de estos tamaños disminuye abajo de un cierto nivel, se considera que el sistema de aprovechamiento no es sostenible (por ejemplo Capítulo 3, Peña-Claros 1996). Este "nivel de sostenibilidad" puede variar en función a cuan importante es que el aprovechamiento sea sostenible, y en función a cuanto riesgo de tener una población en declinio se puede aceptar. Ya que esta técnica no requiere que la población crezca (en periodos cortos o largos), es más flexible que los demás métodos.

Métodos para evaluar sostenibilidad			
	1	2	3
Usando:	Tasa de crecimiento de la población (λ)	Tamaño absoluto de la población	Tamaño relativo de la población
Tipo de dinámica:	Asimptótico ($t \rightarrow \infty$)	Tiempo determinado ($t < 100$ años)	Tiempo determinado ($t < 100$ años)
Utilizado para:	Frutas, semillas	Individuos completos	Individuos, hojas
Ventaja:	Simple Fácil	No depende de λ Flexible	No depende de λ También si pob. no crece Flexible
Desventaja:	λ debe ser > 1 Cuenta con valor λ .	Pob. debe crecer	

Figura 2

Tres métodos para evaluar la sostenibilidad de la extracción de partes de plantas. Ver el texto para explicación.

En el estudio de *Bertholletia* se aplicó un cuarto método para evaluar la sostenibilidad de sistemas de extracción, de una manera indirecta. Como no fue posible estudiar la demografía de una población sin perturbar, no se podía comparar una población no perturbada con una aprovechada. En este caso, varios parámetros indirectos fueron aplicados para evaluar la sostenibilidad: si se encontró regeneración natural de la especie, si la población estaba creciendo o estable, la edad mínima de reproductiva y el periodo reproductivo de los árboles adultos. Usando estas medidas, también se puede hacer una evaluación de la sostenibilidad, en el caso de que no se pueda hacer una comparación entre situaciones aprovechadas y no perturbadas.

En conclusión, los modelos de matrices han demostrado ser una herramienta útil para evaluar la sostenibilidad de sistemas de aprovechamiento de productos no-maderables. Además, proveen un mejor entendimiento de la demografía de la especie aprovechada, el cual puede ser aplicado para diseñar tratamientos silviculturales con el objetivo de incrementar el potencial del aprovechamiento, o para proveer información necesaria para el cultivo de las especies de interés.

¿Podemos derivar reglas simples para evaluar la sostenibilidad de sistemas de aprovechamiento?

Obviamente, no es posible construir modelos de matrices para todas las especies que son aprovechadas para la obtención de productos forestales no-maderables (PFNM). Por lo tanto, la pregunta es si se puede desarrollar reglas simples o de fácil implementación para evaluar la sostenibilidad de las sistemas

de aprovechamiento. ¿Bajo que condiciones hay perspectivas de un manejo sostenible y bajo cuales no? Peters (1996b) evaluó el manejo potencial de especies arbóreas usadas para la extracción de PFNM. Seguidamente se hace un análisis similar en base a los resultados de esta tesis.

La perspectiva para sostenibilidad de un sistema de extracción depende tanto de la demografía de la especie explotada como del impacto de la extracción en la demografía. Para generar reglas simples, por lo tanto, se necesita información sobre ambos asuntos. En cuanto a la demografía, se puede derivar algunas generalizaciones en base a la comparación de las especies estudiadas (Tabla 1) y en base al compendio de modelos de matrices para especies leñosas (Capítulo 7): la estructura poblacional contiene típicamente muchos más individuos pequeños que grandes; la sobrevivencia es mucho más importante que el crecimiento y la reproducción para la tasa de crecimiento poblacional; las categorías reproductivas contribuyen importantemente al crecimiento poblacional; las especies leñosas tienen generalmente una vida larga; y el tamaño de sus poblaciones es estable frecuentemente.

En cuanto al impacto del aprovechamiento, dependerá de la parte de la planta extraída así como de la intensidad y frecuencia de la extracción. La capacidad de individuos aprovechados de recuperarse después de la cosecha y el tiempo requerido para la recuperación son factores importantes. En caso de que la recuperación no sea posible (si el individuo está matado debido al aprovechamiento), existen todavía perspectivas para un uso sostenible, si la población puede recuperarse de la pérdida de individuos. Si los individuos matados son cruciales para el mantenimiento del tamaño de la población o si la recuperación toma mucho tiempo, hay pocas perspectivas para sostenibilidad.

Combinando los padrones generales en demografía de especies leñosas con el impacto de la extracción, las perspectivas para un uso sostenible pueden ser relacionadas a información sobre la demografía y la extracción de la especie (Figura 3). Tres relaciones relativamente inequívocas pueden ser establecidas (paneles al lado izquierdo en Figura 3). Una intensidad de extracción alta limita las perspectivas para un uso sostenible: existen ejemplos bien documentados de sobre-explotación de productos no-maderables. En cuanto a la parte extraída de la planta, el aprovechamiento del individuo completo claramente disminuye las perspectivas para uso sostenible, aunque esta relación depende también de la intensidad de la extracción y de la importancia de los individuos matados para la población en total. La categoría afectada por la extracción es importante ya que un dado impacto negativo en la demografía de adultos tiene un efecto mucho más grande en la dinámica de la población que un impacto equivalente en plantines.

Las otras relaciones representadas en la Figura 3 (paneles al lado derecho), son menos claras como dependen de otros factores. Se ha argumentado que

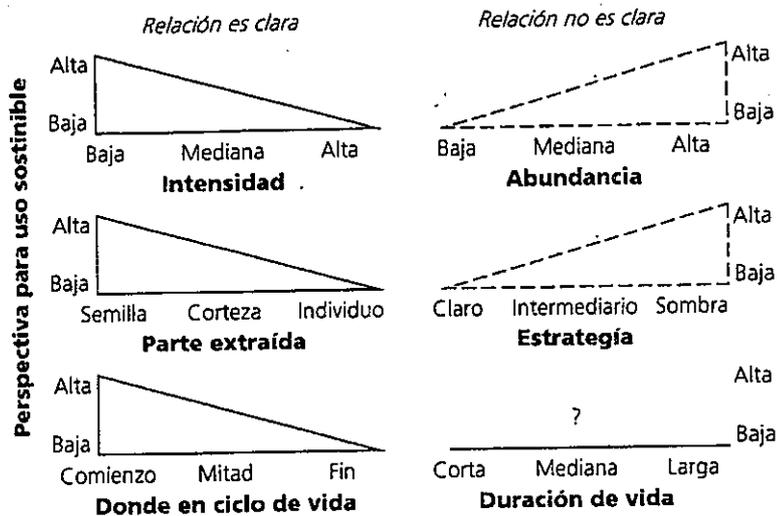


Figura 3

Perspectivas para uso sostenible en relación a características (demográficas) de especies arbóreas. Líneas interrumpidas indican relaciones inseguras, el signo de interrogación para duración de vida indica que no se esperaría una relación. Notese que estas relaciones son generalizadas, y que no ser válidos en todos casos. "Intensidad" se refiere a la intensidad del aprovechamiento; "Donde en ciclo de vida" se refiere a donde la extracción es localizada en el ciclo de vida de la planta; "Estrategia" se refiere a la estrategia de regeneración ("Claro" = dependiente de claros; "Sombra" = tolerante a la sombra). En "Parte extraída", frutos y en ciertos casos resinas y hojas pueden ser añadidos a la categoría de "Semillas", y raíces a la categoría de "Corteza". Ver el texto para explicación.

una abundancia alta de la especie aprovechada provee más perspectivas para un manejo sostenible, ya que en especies raras existe una probabilidad más alta de sobre-explotación (Boot 1997, Peters 1996b). Sin embargo, existen varios ejemplos de disminución severa en la disponibilidad de productos no-maderables en bosques con alta densidad de especies aprovechables (por ejemplo, Vasques & Gentry 1989). Evidentemente, el valor del producto también juega un rolé importante, ya que también el riesgo de sobre-explotación es más grande para productos con un alto valor económico. En segundo lugar, las perspectivas para uso sostenible han sido relacionadas con la estrategia de regeneración: se ha considerado que árboles tolerantes a la sombra tienen mayores expectativas de un uso sostenible ya que pueden regenerarse en un bosque primario, es decir no necesitan condiciones ambientales especiales (Peters 1996b). Sin embargo, la alta tasa de crecimiento potencial de plantas que depende de claros podría ser aprovechada en sistemas silviculturales para incrementar la productividad. Además, la duración de vida larga de árboles tolerantes a la sombra pueden causar un uso no-sostenible en caso de que los individuos sean severamente dañados o matados por la extracción. Finalmente, no existe una relación clara entre la duración de vida y las perspectivas para un uso sostenible. Por ejemplo, en especies de larga vida, la extracción de semillas puede ser sostenido por periodos largos sin causar un

declinio en la producción del recurso. Sin embargo, la extracción de semillas en plantas de vida corta probablemente tiene un impacto mucho más fuerte, ya que para estas especies la tasa de crecimiento poblacional depende fuertemente de la regeneración. En contraste, si se extrae (o mata) individuos completos para el aprovechamiento, las perspectivas son mejores para especies de corta vida. Por lo tanto, en este caso, no se puede establecer una relación clara.

En conclusión, es difícil generar reglas simples para evaluar la sostenibilidad de sistemas de aprovechamiento de productos no-maderables. La sostenibilidad de un sistema extractivo depende de la interacción de la demografía de la especie y del impacto del aprovechamiento, y requiere información sobre ambos asuntos. Sin embargo, se puede hacer una primera evaluación aproximada usando información limitada sobre la historia de vida de la especie, así como información sobre el impacto de la extracción, y las relaciones mostradas en Figura 3.

Agradecimientos

Agradezco Marielos Peña por su asistencia valiosa en la traducción de este texto. El texto original fue comentado por ella, Rene Boot, Marinus Werger, Floris Zuidema y Corien van Zweden.

UNIDAD 6

DISPOSICIONES GENERALES
SOBRE SILVICULTURA



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

9. Opciones Silviculturales para el Manejo Forestal en Bolivia

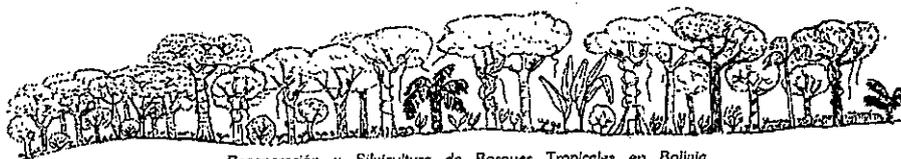
Todd S. Fredericksen¹ y Rodolfo Peralta²

RESUMEN

Con pocas excepciones, la prescripción de tratamientos silviculturales para el manejo forestal sostenible es algo nuevo en Bolivia. En el pasado, la extracción forestal no se planificaba, se prestaba poca o ninguna atención a las futuras cosechas y no se consideraba el uso de tratamientos para mejorar la regeneración de las especies comerciales. La investigación silvicultural recientemente efectuada en el país está produciendo información sobre opciones para la prescripción y aplicación de tratamientos silviculturales, incluyendo su eficacia, costos e impactos ecológicos. Dicha información indica que existen varios tratamientos silviculturales económicos que podrían emplearse en los bosques bolivianos para incrementar el rendimiento maderable y promover el manejo forestal sostenible, además de que, al parecer, los mencionados tratamientos tienen un impacto limitado en la biodiversidad y otras funciones del bosque. Aún se requiere mayor investigación silvicultural, sin embargo es importante que los resultados de la investigación actual se pongan a disposición de las personas a cargo del manejo forestal. El presente artículo constituye una revisión de diversas opciones silviculturales para Bolivia dentro de las condiciones actuales de la industria forestal, en la que se incluye su utilidad, efectividad, costo e impacto en los ecosistemas forestales.

Palabras clave: *bosques tropicales, manejo forestal sostenible, regeneración forestal, silvicultura.*

¹ Proyecto BOLFOP, Casilla 6204, Santa Cruz, Bolivia, bolfor@bibosi.scz.entelnet.bo
² Proyecto PANFOR, Cobija, Bolivia, panfor@entelnet.bo, peralta@entelnet.bo



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

9. Silvicultural Options for Bolivian Forest Management

Todd S. Fredericksen¹, and Rodolfo Peralta²

ABSTRACT

With few exceptions, the prescription of silvicultural treatments to achieve sustainable forest management is new to Bolivia. In the past, logging has been unplanned with little thought for future harvests and the use of other treatments to improve regeneration and growth of commercial species have not been applied nor considered. Research in silviculture conducted in Bolivia is now yielding information on options for the prescription and application of silvicultural treatments including their efficacy, costs, and ecological impacts. These results indicate that there are several cost-effective silvicultural treatments that could be employed in Bolivian forests to increase timber yields and promote sustainable forest management and these treatments appear to have limited impacts on biodiversity and other forest functions. More research in silviculture is still needed, but it is also important to make current research results available to Bolivian forest managers. This article represents a review of various silvicultural options for Bolivia given the current conditions of forest industry including their utility, effectiveness, cost, and their impact on forest ecosystems.

Key Words: Forest Regeneration, Silviculture, Sustainable Forestry, Tropical Forests



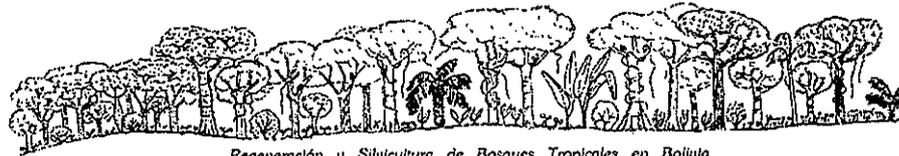
Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

INTRODUCCIÓN

En el pasado, los bosques de Bolivia se aprovechaban de manera selectiva, extrayéndose mara (*Swietenia macrophylla* King.) y otras especies valiosas con un volumen de aprovechamiento de sólo 0.25 m³ por hectárea. A pesar del bajo volumen extraído, el aprovechamiento se llevaba a cabo sin la ayuda inventarios forestales o planes de manejo, con el consecuente daño al bosque remanente. En muchos casos, la extracción era incompatible con la regeneración de las mencionadas especies (Gullison *et al.* 1996, Fredericksen 1998, Fredericksen y Licona 2000), con la consecuente desvalorización del bosque. Además, no se aplicaban tratamientos silviculturales previos o posteriores al aprovechamiento, tales como la corta de bejucos, las quemadas controladas o los tratamientos de liberación, para promover la regeneración y el crecimiento de las especies maderables. Como resultado de esto, existe una tendencia gradual hacia la extinción comercial de las especies forestales más valiosas y la conversión de los suelos a otros usos, como la agricultura, ganadería y urbanización. En Bolivia, las tasas de deforestación han sido hasta ahora relativamente bajas, con relación a otros países latinoamericanos (Kaimowitz 1996, Pacheco 1998), promediando las 168.000 hectáreas por año o un 0.3% anual (MDSMA 1995). No obstante, en vista del aumento de las actividades de desarrollo en las zonas boscosas del país, el potencial de deforestación es alto.

En 1996, se aprobó una nueva ley forestal que, entre otros aspectos, requiere la preparación de planes de manejo para todos los bosques. Los resultados de la mencionada ley han sido dramáticos: las empresas funcionan actualmente con planes de manejo que cubren una superficie estimada de 5.7 millones de hectáreas de bosque, la madera extraída ilegalmente se confisca y 460.000 hectáreas de tierras forestales en han sido certificadas hasta el año 1999 (Nittler y Nash 1999). Se espera que se incremente a aproximadamente 1 millón de hectáreas certificadas en el año 2000.

Sin embargo, aún existen varios factores que amenazan la sostenibilidad del aprovechamiento en los bosques de Bolivia. Las personas encargadas del manejo forestal carecen de información básica sobre la ecología de las especies maderables, en la cual basar sistemas silviculturales adecuados. Asimismo, la silvicultura en Bolivia rara vez se extiende más allá de las operaciones de extracción, a pesar de la evidente necesidad de tratamientos silviculturales, posteriores al aprovechamiento, para promover la regeneración de un gran número de especies comerciales (Mostacedo y Fredericksen 1999). Muchas de las mejores especificaciones de manejo estipuladas por la ley forestal, tales como ciclos de corta, diámetro mínimo de corta, lineamientos para árboles semilleros, y tamaño y ubicación de áreas de reserva, son aproximadas y requieren mayor comprobación por medio de investigaciones. Finalmente, las personas encargadas del manejo forestal generalmente están poco dispuestas a abandonar los sistemas tradicionales de extracción o invertir en futuras rotaciones que podrían disminuir sus márgenes de utilidad a corto plazo. No obstante, se debe tratar de lograr un balance entre la sostenibilidad desde el



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

punto de vista ecológico y la sostenibilidad desde el punto de vista económico para que las tierras forestales no se vean amenazadas por la conversión a otros usos del suelo.

Para evitar una mayor degradación del bosque, la investigación forestal deberá brindar mayor información sobre la forma de aprovechar los bosques de manera rentable, al mismo tiempo que se promueve la regeneración y protege la integridad ecológica de éstos. La investigación se debe enfocar en la mejora de las normas técnicas y los tratamientos silviculturales, además de que sus resultados deberán diseminarse, ampliamente, de forma que convenza a las personas encargadas del manejo para que utilicen tratamientos no tradicionales, cuando éstos sean necesarios. Asimismo, las instituciones que realizan investigación forestal deberán fortalecerse y se deberá capacitar a su personal científico en cuanto a métodos de investigación.

En este trabajo, se presenta una síntesis de los resultados de la investigación silvicultural efectuada en bosques naturales de Bolivia. Dicha investigación se ha enfocado, primordialmente, en tres temas comunes: inclusión de investigación básica en la ecología de las especies forestales para determinar tratamientos silviculturales adecuados; ensayos de sistemas silviculturales que brinden un aprovechamiento rentable y eficiente al mismo tiempo que promueven la regeneración; y reducción del impacto de la extracción forestal y otros tratamientos silviculturales sobre la biodiversidad.

ECOLOGÍA DE ESPECIES FORESTALES

Para ser sostenible, el aprovechamiento deberá basarse en un buen conocimiento de la ecología de las especies arbóreas del bosque. En realidad, el aprovechamiento constituye sólo una parte de un sistema silvicultural concebido para brindar productos forestales y garantizar su regeneración y rápido crecimiento. Lamentablemente, en el trópico el aprovechamiento generalmente se lleva a cabo sin entender la ecología de las especies forestales y sin considerar el uso sistemas silviculturales sostenibles (Fredericksen 1998). Quizás uno de los ejemplos más evidentes de extracción insostenible es el de la mara. Se sabe, hace varios años, que la especie requiere grandes disturbios para su regeneración (Lamb 1966). Sin embargo, ésta ha sido eliminada, a nivel comercial, de la mayoría del trópico americano, mediante la extracción selectiva de árboles individuales; tipo de aprovechamiento que no favorece su regeneración (Snook 1996, Dickinson *et al.* 2000). En Bolivia, en el Bosque Chimanes, el uso de límites diamétricos y la conservación de un 10% de árboles semilleros no han logrado evitar la desaparición comercial de la mara (Gullison *et al.* 1996). En dicha zona, al igual que en otros bosques húmedos de Bolivia, es muy costoso dejar grandes árboles sin aprovechar o invertir en otras prácticas silviculturales para estimular la regeneración, debido a las altas tasas de descuento que utiliza la industria forestal.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

En la actualidad, el aprovechamiento forestal comprende a varias especies de buena calidad, pero "menos conocidas" tales como *Anadenanthera colubrina*, *Copaifera chodatiana*, *Erismia uncinatum*, *Ficus glabrata*, *Hura crepitans*, *Schizolobium amazonicum*, *Tabebuia impetiginosa*, *Cedrelinga catenaeformis*, *Dipteryx* spp., *Hymenaea* spp., *Aspidosperma* spp. y *Cariniana* spp. entre otras. Si bien menos valiosas que la mara, el aprovechamiento de un mayor número de especies permite más flexibilidad en el manejo, ya que se pueden extraer volúmenes más grandes y reducir el área de aprovechamiento anual. En vez de abarcar miles de hectáreas para la extracción de volúmenes menores a 1 m³/ha, las unidades de aprovechamiento son, usualmente, menores a 2000 ha y en éstas normalmente se extraen volúmenes de entre 5 y 20 m³/ha. Es muy importante que, para elaborar planes de manejo para dichas especies, se cuente con información básica sobre los requerimientos para su regeneración y crecimiento, de modo que el aprovechamiento y otros tratamientos silviculturales sean compatibles con la ecología forestal.

Con el fin de facilitar el acceso a dicha información, el Proyecto BOLFOR ha distribuido, a concesionarios y propietarios de bosques, una serie de libros informativos basados en estudios de la ecología de varias especies maderables menos conocidas. En el ámbito del manejo forestal comunal, se han efectuado estudios para la clasificación de especies forestales de acuerdo a grupos ecológicos, basándose en sus requerimientos para la regeneración. Una de dichas clasificaciones, efectuada en los bosques secos de la región de Lomerío en el oriente de Bolivia (Guzmán 1997, Pinard *et al.* 1999a), reveló que una combinación de sistemas silviculturales (selección de árboles individuales y selección de grupos) es la más apropiada para la regeneración y el crecimiento de la diversa mezcla de especies que actualmente se aprovecha.

Como base para el conocimiento de la dinámica reproductiva de las especies arbóreas, también se han llevado a cabo estudios fenológicos de árboles importantes para la producción de madera y productos no maderables, así como para la fauna silvestre. Por ejemplo, en el bosque seco chiquitano se ha estudiado la fenología de 39 especies (Justiniano 1998, Justiniano y Fredericksen 2000a,b) y se están efectuando investigaciones similares en las regiones de Pando y Guarayos, pues existe poco conocimiento sobre su ecología forestal. Estos datos, combinados con estudios de regeneración de las especies maderables (Mostacedo *et al.* 1998, Fredericksen *et al.*, 1999, Fredericksen y Mostacedo 2000, Mostacedo y Fredericksen 1999), han brindado la base para la elaboración de directrices preliminares para la conservación de árboles semilleros en bosques secos y húmedos (Fredericksen *et al.* En Prensa). Dicho sistema de clasificación difiere de las prácticas de manejo especificadas en las normas técnicas (complementarias al reglamento de la Ley Forestal 1700), que requieren conservar 20% de los árboles mayores al diámetro mínimo de corta. Este sistema sugiere que el nivel conservación indicado por las normas técnicas es excesivo para algunas especies, tales como las que se regeneran primordialmente mediante rebrote, e insuficiente para especies que típicamente producen pocas semillas con baja viabilidad y tasas altas de depredación, o presentan otros problemas en la regeneración.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

Si bien se cuenta con alguna información de ecología forestal, las personas a cargo del manejo de bosques requieren aún más datos en los cuales basar sus decisiones tanto económicas y de producción como silviculturales y de manejo. Por ejemplo, casi todos los datos locales referentes a crecimiento y rendimiento tienen menos de tres años y los diámetros mínimos de corta no están basados en datos ecológicos o de mediciones. Para varias especies, existe evidencia de que los diámetros mínimos de corta son innecesarios o contraproducentes, aunque hay amplitud dentro de la ley forestal para pedir excepciones si se las puede justificar. Gran parte de las prácticas de manejo actualmente podrían ser mejoradas bastante si están basadas en datos científicos derivados de estudios de autoecología de las especies maderables.

TRATAMIENTOS SILVICULTURALES EXPERIMENTALES

La extracción no planificada causa considerables daños residuales en los bosques tropicales, gran parte de los cuales son innecesarios (Johns *et al.* 1996, Webb 1997, Whitman *et al.* 1997). La silvicultura puede aumentar la regeneración y tasa de crecimiento de los árboles, mejorar la calidad y rentabilidad de los rodales, y reducir los daños a la masa remanente. Aún si el costo de los tratamientos silviculturales parece ser relativamente alto (Cuadro 1), las experiencias en otros países (R. Peralta, Datos no publicados) señalan que como resultado de los tratamientos silviculturales el valor de la madera producida y aprovechada en las futuras cortas, supera en varios órdenes de magnitud el costo de éstos.

La investigación efectuada en Bolivia sobre aprovechamiento de impacto reducido ha demostrado que los costos de extracción se pueden reducir y que los daños al bosque remanente se pueden disminuir mediante el uso de métodos tales como inventarios previos al aprovechamiento, planificación del trazado de caminos y pistas de arrastre, corta dirigida y corta de bejucos (Camacho 1996, Castro 1997, Crespo 1998). En los bosques secos, el aprovechamiento selectivo en fajas ha reducido los costos de extracción y simplificado la red de caminos y pistas de arrastre, brindando, simultáneamente, claros más grandes necesarios para la regeneración de especies comerciales heliófitas (Mostacedo *et al.* 1998, A. Mendieta, Datos no publicados). La corta de bejucos, previa al aprovechamiento, en las especies comerciales ha sido un valioso instrumento para reducir daños durante las operaciones de extracción, así como para disminuir, posteriormente, la competencia de estas plantas en los claros de corta. Los bosques bolivianos presentan las densidades de bejucos más altas reportadas en la bibliografía existente sobre el tema (Killeen *et al.* 1998, Pérez-Salicrup En Prensa, Pérez-Salicrup *et al.* En prensa). En un estudio realizado en Bolivia, se ha demostrado que la corta de bejucos mejora, marcadamente, el consumo de agua en los árboles liberados y el crecimiento de las plántulas establecidas (Pérez-Salicrup 1998). La factibilidad operativa de este tratamiento es alta, ya que la corta de bejucos en árboles comerciales cuesta menos de \$2/ha (Fredericksen 2000). No obstante, estas plantas rebrotan frecuentemente (70% de los tallos) y pueden proliferar en los claros de corta, donde crecen rápidamente debido a la alta disponibilidad de luz. La aplicación de herbicida, con o sin



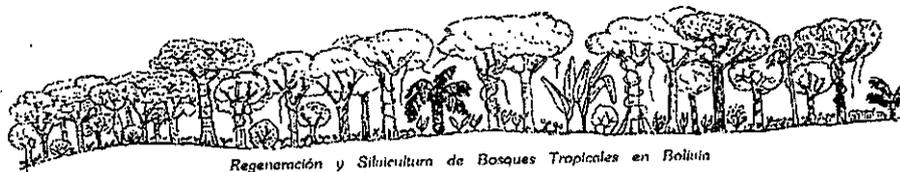
Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

corta, antes del aprovechamiento puede reducir la posterior infestación de bejucos, pero con un costo considerablemente mayor (hasta \$10.61/ha) (Fredericksen 2000).

Cuadro 1. Investigación de la aplicación de tratamientos silviculturales en Bolivia.

Tratamiento	Costo	Ventajas	Desventajas
Corta de bejucos en árboles comerciales antes del aprovechamiento	\$1.64/ha	-Reducción de daños -Bajo costo	-Aumenta el tiempo de ejecución de los censos -Impacta el hábitat de la fauna
Control de bejucos con herbicida	\$1.87 - 10.61/ha	-Control de rebrote	- Más costoso
Quemas controladas en claros de aprovechamiento	\$8.30 - 13.60 / claro	-Aumenta la regeneración de algunas especies -Reduce material combustible	-Alto costo -Peligro de escape -Sólo es bueno aplicarlas cuando no hay regeneración avanzada
Liberación selectiva de la regeneración comercial en claros de aprovechamiento	\$1.04 - 2.30 / claro	-Aumenta el crecimiento -Relativamente barato	-Sólo se usa cuando hay regeneración avanzada -Requiere mucho tiempo para recuperar la inversión
Refinamiento de rodales con anillamiento y con/sin herbicida	\$0.05-0.38 / árbol	-Aumenta la calidad de los rodales -Puede usarse junto con liberación de árboles comerciales	-Requiere mucho tiempo para recuperar la inversión
Desbroce total de claros	\$6.25 / claro	-Liberación de regeneración avanzada	-La maleza puede brotar nuevamente
Aprovechamiento en fajas	No estimado	-Mayor eficiencia -Se produce una mezcla de claros grandes y pequeños	-Problemático en terreno accidentado
Siembra de semillas al voleo	No estimado	-Reintroducción de especies donde no existen semilleros	-Costoso -Requiere liberación repetida

Desde el punto de vista silvicultural, una de las preocupaciones más grandes para el manejo forestal sostenible en Bolivia es el desarrollo de sistemas silviculturales que conlleven a la regeneración posterior al aprovechamiento. Se estima que un 78% de las especies maderables comerciales presentan regeneración escasa y los tratamientos para rectificar dicha escasez se desconocen o serían muy costosos (Mostacedo y Fredericksen 1999). Los problemas potenciales para la regeneración incluyen tasas altas de depredación de semillas o poca germinación, falta de disponibilidad de luz debido al tamaño reducido de los claros, y producción irregular o deficiente de semillas. Sin embargo, los problemas en la regeneración son, generalmente, específicos a ciertos tipos de bosque. Por ejemplo, en los bosques secos la densidad de las plantas competidoras que se desarrollan en el sotobosque después del aprovechamiento inhibe la regeneración forestal, sin importar el tamaño de los claros (Mostacedo *et al.* 1998; Fredericksen *et*



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

al. 2000). Un tema común en todos los bosques tropicales de Bolivia es la desaparición gradual de las especies maderables valiosas, debido a la extracción selectiva, basada en límites diamétricos, sin que se produzca una posterior regeneración en cantidad suficiente (Gullison *et al.* 1996, Fredericksen 1998, Fredericksen y Licona 2000). Esta situación ha impulsado la investigación hacia otros sistemas silviculturales que permitan un aprovechamiento económicamente viable, al mismo tiempo que brinden regeneración adecuada, mejores tasas de crecimiento y fustes de buena calidad.

Se ha advertido que la regeneración en chacos abandonados por agricultores indígenas es, a menudo, superior a la encontrada en claros de corta (Kennard, 1999), lo que ha impulsado la realización de experimentos con quemas controladas en dichos claros, para fomentar la regeneración. En un estudio sobre quemas en claros de corta, efectuado en un bosque seco (Pinard *et al.* 1998), se determinó que éstas aumentan las tasas de crecimiento de las plántulas, mas no el reclutamiento o la supervivencia. El reclutamiento se aumentó, también, mediante la siembra directa y escarificación del suelo. Kennard (1998) estudió los efectos de la intensidad de las quemas en el mismo tipo de bosque y determinó que las quemas controladas, de alta o baja intensidad, en los claros de corta también aumentan la tasa de crecimiento de plántulas y rebrotes de las especies comerciales, en comparación con la aplicación de tratamientos de sólo desbroce o quema. No obstante, se estableció posteriormente que los costos de la aplicación operativa de quemas controladas en claros de corta son prohibitivos, fluctuando entre 8 y 14 dólares por claro, dependiendo de la necesidad de emplear o no desbroce (Ramírez 1998). Las quemas controladas también implican riesgos considerables de escape del fuego y mortandad de la regeneración avanzada de las especies comerciales (Fredericksen y Kennard 1998). Los incendios incontrolados causan grandes daños en los bosques del país (Pinard *et al.* 1999b, Gould *et al.* 1999, Mostacedo *et al.* 1999). Los estudios más recientes se han enfocado en la liberación selectiva (de bejucos leñosos y otra vegetación competidora) de la regeneración avanzada de especies comerciales, mediante el uso de tratamientos mecánicos y químicos. Los costos de dichos tratamientos son mucho más bajos (1 a 2 dólares por claro tratado) (Pariona y Fredericksen 1999), pero aún queda por evaluarse la eficacia de los mismos.

Otro tratamiento que merece incluirse entre los sistemas de aprovechamiento por selección es la mejora de rodales. La extracción forestal elimina las fuentes de semilla de las especies comerciales y deja intactas las de las especies no comerciales, lo cual aumenta la proporción de regeneración de las últimas, con respecto a las primeras. Esta proliferación de especies no comerciales ha sido documentada en un estudio en el que se muestra que la reducción de individuos de especies comerciales promedia entre 5 y 50%, dependiendo de la especie; aproximadamente 2/3 de los claros de corta mostraban posibilidades de ser llenados por especies no comerciales de larga vida (Fredericksen y Licona 2000). Debido a la excesiva extracción de algunas especies, en el pasado, el número actual de árboles semilleros podría ser insuficiente para el reclutamiento de nueva regeneración (Fredericksen *et al.* En prensa). Actualmente, se está investigando el uso, durante el aprovechamiento, de anillamiento y



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

tratamiento químico de individuos de las especies no comerciales, tanto en bosques húmedos como secos, con el fin de mantener el equilibrio entre especies comerciales y no comerciales.

REDUCCIÓN DEL IMPACTO EN LA BIODIVERSIDAD

Además de aumentar la eficiencia del aprovechamiento y estimular la regeneración y el crecimiento de las especies forestales comerciales, los tratamientos silviculturales empleados en los bosques deberán enfocarse a minimizar su tener, también, un impacto mínimo en la biodiversidad y otros servicios del bosque. Bolivia se encuentra entre los países con mayor biodiversidad del trópico. Por consiguiente, la investigación sobre el impacto de los tratamientos silviculturales en la biodiversidad es particularmente importante para el manejo forestal. Es importante aclarar que la biodiversidad no se conserva a través de una estrategia única. Por un lado, están las áreas protegidas, donde prevalecen los aspectos biológicos. Por otro lado, están los bosques bajo manejo sostenible, donde se deben alcanzar compromisos entre los aspectos biológicos y los socio-económicos.

Distintas investigaciones efectuadas en el país han determinado que las áreas ribereñas y los bosques que circundan afloramientos rocosos son zonas especialmente importantes que deberán protegerse de la extracción forestal (Guinart 1997, Fredericksen y Fredericksen 1998, Fredericksen N.J. *et al.* 1999, Marcott *et al.* 2000). Dichas áreas mantienen una gran abundancia de alimentos importantes para la fauna, tales como palmeras y bibosis (*Ficus spp.*), además de brindar agua, regulación térmica y áreas de anidación. Otros micrositios, tales como salitrales y entradas de cavernas, también ameritan considerarse como zonas de amortiguamiento del aprovechamiento forestal (Marcott *et al.* 2000).

A nivel de rodales, los estudios sobre el impacto del aprovechamiento en la fauna no han revelado presiones considerables, quizás debido a que la extracción selectiva de volúmenes relativamente bajos (1 a 4 m³/ha) no ha causado suficientes disturbios como para modificar la estructura del bosque o la composición de especies en una medida significativa para la vida silvestre. Un estudio del uso, por parte de la fauna, de claros de corta grandes y pequeños en comparación con áreas no alteradas no reveló muchas diferencias significativas, si bien la abundancia de invertebrados terrestres y la riqueza de especies de anfibios fueron menores en áreas alteradas, y la abundancia de aves fue mayor en claros (Fredericksen N.J. *et al.* 1999). El área de bosque convertida en claros fue sólo un 8.7%, dejando una gran extensión no alterada, que serviría como refugio. Asimismo, en un estudio de mayor escala, efectuado en el mismo bosque, Woltmann (2000) determinó que la riqueza de especies o la abundancia de aves aumentaron en áreas afectadas por el aprovechamiento hasta 25% de apertura en claros.

Si bien la extracción selectiva, en sí, no tiene un impacto considerable en estos bosques, los problemas por la cacería, la colonización, los incendios y el robo de troncas podrán



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

incrementarse, una vez mejorado el acceso mediante los nuevos caminos madereros. En este caso sería mejor aprovechar, de forma más intensiva y/o frecuente, áreas más reducidas con el fin de disminuir la superficie total de acceso caminero (Fredericksen 1998). En estudios realizados en el Brasil, se ha establecido que el mayor asolamiento posterior a la extracción forestal y la mayor cantidad de materia combustible por los residuos de la corta pueden aumentar, también, la susceptibilidad a los incendios (Uhl y Kauffman 1990). Los efectos negativos potenciales de los incendios forestales se hicieron evidentes en agosto y septiembre de 1999, cuando más de un millón de hectáreas de bosque se quemaron durante una aguda sequía, en la que las quemadas sin control, iniciadas en pastizales y áreas agrícolas, devastaron los bosques. El control de incendios y del acceso a las áreas de aprovechamiento forestal son medidas importantes que deberán tomarse para proteger la biodiversidad de éstos y otros bosques tropicales. Aparte de los efectos directos sobre la fauna, la extracción selectiva reiterada y de especies comerciales, sin la aplicación de tratamientos silviculturales que produzcan la posterior regeneración y/o control especies no comerciales, posiblemente conllevará a cambios en la composición de especies arbóreas, con consecuencias imprevisibles para la fauna silvestre y los procesos del ecosistema.

Aparte del aprovechamiento, otros tratamientos silviculturales podrán afectar a la biodiversidad. Por ejemplo, los bejucos alojan importantes fuentes alimenticias y cumplen otras funciones en los bosques y, por consiguiente, su corta puede tener un impacto negativo en la biodiversidad. Los estudios efectuados en un bosque semi-húmedo, en parcelas donde se cortaron todos los bejucos, revelaron cierto impacto en la biodiversidad, en comparación con las parcelas en las que no se cortaron dichas plantas. La riqueza de especies, mas no la abundancia, de escarabajos arbóreos fue mayor en árboles con bejucos, en comparación con los que fueron liberados de plantas trepadoras (Davies 1998). En otro estudio sobre este tema, la corta de bejucos no afectó la diversidad de especies de aves o su abundancia global, pero se observaron algunos efectos, positivos y negativos, específicos a cada especie (Rojas 1999). Sin embargo, no se ha evaluado el efecto de los bejucos sobre la biodiversidad asociada a los árboles que son eliminados o suprimidos por ellos. No obstante, puesto que la corta de bejucos para evitar el daño causado por la extracción forestal o la proliferación de dichas plantas es más beneficiosa cuando se usa sólo en o cerca de árboles que serán aprovechados, su impacto sería minimizado. Esto es particularmente cierto cuando la intensidad de extracción es baja, como es el caso en los bosques bolivianos.

INTEGRACIÓN DE INVESTIGACIÓN EN LOS PLANES DE MANEJO

Si bien los resultados de la investigación se han publicado mediante revistas internacionales, documentos técnicos y boletines, éstos no siempre son adoptados, fácilmente, por las personas a cargo del manejo forestal en concesiones y propiedades privadas. En Bolivia, debido a las altas tasas de descuento y la poca disponibilidad de capital, la industria forestal invierte poco en tratamientos silviculturales que no brinden retornos inmediatos. Asimismo, el



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

manejo forestal tiene pocos años de vida en el país, después de un largo historial de extracción irracional. Por consiguiente, existe poca experiencia en el diseño y la implementación de sistemas silviculturales y no se percibe la importancia de la investigación necesaria para su desarrollo. Para su implementación, los sistemas silviculturales no sólo deberán ser altamente efectivos en estimular la regeneración y el crecimiento de las especies valiosas, sino también de bajo costo, en vista de las altas tasas de descuento y la gran extensión de las áreas de aprovechamiento en el país. Los requisitos para planes de manejo brindan incentivos para la investigación y la implementación de tratamientos silviculturales apropiados. Las posibilidades de certificación por terceros proporcionan otro incentivo para el manejo forestal basado en investigación. En 1998, más de 400.000 hectáreas de bosque fueron certificadas en Bolivia y existen perspectivas para la certificación de casi 2 millones de hectáreas en el futuro cercano (Nittler y Nash 1999).

El Proyecto BOLFOR ha realizado investigación conjunta con concesionarios forestales, propietarios privados de bosques y pueblos indígenas. Esta cooperación ha conllevado, en ciertos casos, a un mayor interés en la investigación, puesto que los resultados de ésta son directamente aplicables a los bosques de los beneficiarios, facilitan las decisiones de manejo y en algunos casos tienen implicaciones económicas muy positivas. Es muy importante que los investigadores continúen estableciendo vínculos con los profesionales y técnicos forestales del sector público y privado, con el fin de contribuir, de manera práctica, al manejo forestal. Una estrecha cooperación con los profesionales forestales gubernamentales a cargo de la definición de las normas técnicas, garantizará que los lineamientos de manejo sean comprobados científicamente y refinados de forma periódica. La mayor parte de las tierras boscosas del país se encuentran en manos de concesionarios forestales y grupos indígenas, por lo que los investigadores forestales deberán conocer tanto las bases económicas del manejo como las necesidades técnicas de manejo de éstos y brindarles información práctica, para así lograr un mayor impacto en el manejo forestal. Se debe señalar, también, que las instituciones a cargo de la investigación forestal en el país carecen de fondos y personal. Además, generalmente están orientadas hacia la biología básica, en lugar de las aplicaciones al manejo, lo que conlleva a una desconexión entre investigadores y usuarios del bosque. Para concluir, se debe recalcar que el fortalecimiento de la investigación forestal aplicada es una necesidad creciente para el manejo forestal sostenible en Bolivia.

BIBLIOGRAFÍA

- Camacho, O. 1996. *Análisis del Impacto de un Aprovechamiento Forestal en el Bosque Seco Sub-tropical de Lomerío, Santa Cruz-Bolivia*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Gabriel Rene Moreno, Santa Cruz, Bolivia.
- Castro, O.D. 1997. *Evaluación del Impacto del Aprovechamiento en un Bosque Natural Húmedo Subtropical en la Provincia Guarayos, Santa Cruz, Bolivia*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Gabriel Rene Moreno, Santa Cruz, Bolivia.



- Crespo, F.J. 1998. *Evaluación de la Operación de Arrastre, Costos, Rendimientos e Impactos de la Aprovechamiento en la Propiedad Amazonica, Concepción, Santa Cruz*. Tesis de licenciatura. Universidad Mayor de San Simón, Escuela Técnica Superior Forestal, Cochabamba, Bolivia.
- Davies, J.G. 1998. *Investigación del impacto potencial de la eliminación de bejuco sobre la diversidad de artrópodos del dosel en Oquiriquia, Bolivia*. Documento Técnico #70, Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.
- Dickinson, M.B., D.F. Whigham, y S.M. Hermann. 2000. Tree regeneration and felling and natural treefall disturbance in a semideciduous tropical forest in Mexico. *Forest Ecology and Management* 134: 137-151.
- Fredericksen, N.J., T.S. Fredericksen, B. Flores y D. Rumíz. 1999. Wildlife use of different-sized logging gaps in a Bolivian tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology* 42: 167-175.
- Fredericksen, T.S. y D. Kennard. 1998. *Guía para la realización de las quemadas controladas*. Documento Técnico, Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Fredericksen, T.S., D. Rumíz, M.J. Justiniano y R. Aguape. 1999. Harvesting free-standing figs for timber in Bolivia: potential implications for sustainability. *Forest Ecology and Management* 116: 151-161.
- Fredericksen, T.S. 1998. Limitations of low-intensity selective and selection logging for sustainable tropical forestry. *Commonwealth Forestry Review* 77: 262-266.
- Fredericksen, T.S. y N.J. Fredericksen. 1998. Los afloramientos rocosos como centros de alta diversidad en los bosques del oriente de Bolivia. *Boletín BOLFOR* 12: 3-4.
- Fredericksen, T.S. 2000. Selective herbicide application to control lianas in tropical forests. *Journal of Tropical Forest Science* 12: 561-570.
- Fredericksen, T.S., J. Justiniano, B. Mostacedo, D. Kennard y L. McDonald. 2000. Comparative regeneration ecology of three leguminous timber species in a Bolivian dry forest. *New Forests* 20: 45-64.
- Fredericksen, T.S. y J.C. Licona. 2000. Encroachment of non-commercial tree species after selection logging in a Bolivian tropical forest. *Journal of Sustainable Forestry* 11: 113-123.
- Fredericksen, T.S. and B. Mostacedo. 2000. Regeneration of timber species following selective logging in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 131: 47-55.
- Fredericksen, T.S., B. Mostacedo, J. Justiniano y J. Ledezma. En prensa. Guidelines for seed tree retention in Bolivian tropical forests. *Journal of Tropical Forest Science*.
- Gould, K.A., 1999. *Regeneración posterior al fuego en los bosques tropicales bolivianos: implicaciones para el uso de quemadas controladas*. Documento Técnico 80, Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Gullison, R.E., S.N. Panfil, J.J. Strouse y S.P. Hubbell. 1996. Ecology and management of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in the Chimanes Forest, Beni, Bolivia. *Botanical Journal of the Linnean Society* 122: 9-34.
- Guinart, D. 1997. *Los Mamíferos del Bosque Semideciduo Neotropical de Lomerío (Bolivia)*. Disertación doctorado, Universidad de Barcelona, España.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

- Guzmán, R. 1997. *Caracterización de Especies Forestales en Gremios Ecológicos en el Bosque Subhúmedo Estacional de la Región de Lomerío Santa Cruz, Bolivia*. Tesis de Maestría, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 59 Pp.
- Johns, J.S., P. Barreto y C. Uhl. 1996. Logging damage in planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89: 59-77.
- Justiniano, M.J. 1998. Comportamiento fenológico de especies maderables en un bosque semidecídúo pluviestacional de Santa Cruz, Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 4: 99-105.
- Justiniano, M.J. y T.S. Fredericksen. 2000a. Phenology of timber tree species in a Bolivian dry forest: Implications for management. *Journal of Tropical Forest Science* 12: 174-180.
- Justiniano, M.J. y T.S. Fredericksen. 2000b. Phenology of tree species in a Bolivian dry forest. *Biotropica* 32: 276-281.
- Lamb, F.B. 1966. *Mahogany of Tropical America: its Ecology and Management*. Univ. of Mich. Press, Ann Arbor.
- Kaimowitz, D. 1996. *Factors Determining Low Deforestation: Insights From the Bolivian Amazon*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Jakarta, Indonesia.
- Kennard, D. 1998. Aspectos prometedores de las quemadas controladas en los bosques bolivianos. *Boletín BOLFOR* 13: 8-9.
- Kennard, D. 1999. Regeneration patterns in a 50-yr chronosequence of abandoned agricultural fields in a tropical dry forest. *Proceedings of the Annual Meeting of the Ecological Society of America*. Spokane, Washington, USA.
- Killeen, T.J., A. Jardim, F. Mamami, N. Rojas y P. Saravia. 1998. Diversity, composition, and structure of a tropical deciduous forest in the Chiquitania region of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 14: 803-827.
- Marcott, B., D. Rumíz, y T.S. Fredericksen. 2000. *Definición de redes de áreas protegidas forestales: un manual para la delimitación de áreas protegidas forestales en los bosques manejados de las tierras bajas de Bolivia*. Documento Técnico 87, Proyecto Bolfor. Santa Cruz, Bolivia.
- MDSMA. 1995. *Memoria Explicativa. Mapa forestal*. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. La Paz, Bolivia.
- Mostacedo, B., T.S. Fredericksen, K. Gould y M. Toledo. 1999. *Comparación de la respuesta de las comunidades vegetales a los incendios forestales en los bosques tropicales secos y húmedos de Bolivia*. Documento Técnico 83, Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.
- Mostacedo, B. y T.S. Fredericksen. 1999. Regeneration status of important forest tree species in Bolivia: assessment and recommendations. *Forest Ecology and Management* 124: 263-273.
- Mostacedo, B., T.S. Fredericksen y M. Toledo. 1998. Respuestas de las plantas a la intensidad de aprovechamiento en un bosque semi-decídúo pluviestacional de la región de Lomerío, Santa Cruz, Bolivia. *Revista de la Sociedad Boliviana de Botánica* 2:75-88.
- Nittler, J.B. y D.W. Nash. 1999. The certification model for forestry in Bolivia. *Journal of Forestry* 97: 32-36.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

- Pacheco, P. 1998. *Estilos de Desarrollo, Deforestación, y Degradación de los Bosques en las Tierras Bajas de Bolivia*. Center for International Forestry Research, Centro de Estudios para el Desarrollo Laboral y Agrario, Taller de Iniciativas en Estudios Rurales y Reforma Agraria. La Paz, Bolivia. 389 Pp.
- Pariona, W. y T.S. Frederickson. 1999. Rendimientos y costos de ensayos de tratamientos silviculturales en bosques manejados en Bolivia. *Boletín BOLFOR* 18: 5-6.
- Pérez-Salicrup, D.R., V.L. Sork y F.E. Putz. En prensa. Lianas and trees in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Biotropica*.
- Pérez-Salicrup, D.R. En prensa. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecology*.
- Pérez-Salicrup, D.R. 1998. *Efecto del corte de bejucos sobre la estructura de un bosque boliviano: recomendaciones y evaluación de una práctica silvicultural*. International Simposio Internacional sobre los Posibilidades de Manejo Forestal Sostenible en América Tropical. Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia. Pp. 59-63.
- Pinard, M.A., R. Veizaga y S.A. Stanley. 1998. *Mejora de la regeneración de especies arbóreas en los claros de corta de un bosque estacionalmente seco en Bolivia*. Simposio Internacional sobre los Posibilidades de Manejo Forestal Sostenible en America Tropical. Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia. Pp. 157-160.
- Pinard, M.A., F.E. Putz, T. Jardim, D. Rumíz y R. Guzmán. 1999a. Ecological characterization of tree species to guide forest management decisions: An exercise in species classification in semi-deciduous forests of Lomerío, Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 113: 201-213.
- Pinard, M.A., F.E. Putz y J.C. Licona. 1999b. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 116: 247-252.
- Ramírez, F. 1998. *Costos y Rendimientos de Quemadas Controladas en Claros Después de un Aprovechamiento Forestal*. Tesis. Universidad Mayor de San Simón, Escuela Técnica Superior Forestal, Cochabamba, Bolivia.
- Rojas, A. 1999. *El Papel de Lianas Como Substrato de Forraje Para Aves*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Gabriel René Moreno. Santa Cruz, Bolivia.
- Snook, L.K. 1996. Catastrophic disturbance, logging and the ecology of mahogany (*Swietenia macrophylla* King): grounds for listing a major tropical timber species on CITES. *Botanical Journal of the Linnean Society* 122: 35-46.
- Uhl, C. y J.B. Kauffman. 1990. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fire in the rainforest of the eastern Amazon. *Ecology* 71: 437-449.
- Webb, E.L. 1997. Canopy removal and residual stand damage following controlled selective logging in lowland swamp forest in northeast Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 95: 117-129.
- Whitman, A.A., N.V.L. Brokaw, y J.M. Hagan. 1997. Forest damage caused by selection logging of mahogany (*Swietenia macrophylla*) in northern Belize. *Forest Ecology and Management* 92: 87-96.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

Voltmann, S. 2000. *Comunidades de aves en áreas perturbadas y no perturbadas en la concesión forestal, La Chonta, Santa Cruz, Bolivia*. Documento Técnico, Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

10. Dos Experimentos Silviculturales para Enriquecer Poblaciones de Mara (*Swietenia macrophylla* King) en el Bosque Chimanes, Beni, Bolivia

Steven N. Panfil^{1,2}, R.E. Gullison^{1,3} y Claudio Leñaño⁴

RESUMEN

La distribución diamétrica de las poblaciones de la mara (*Swietenia macrophylla* King) en bosque natural se caracteriza, típicamente, por la predominancia de árboles de un solo tamaño y por la falta de regeneración. Esta distribución diamétrica se atribuye a la necesidad de la especie de condiciones de alta luz. La falta de regeneración hace muy difícil el manejo sostenible de la especie. En este capítulo, se presentan los resultados de dos experimentos diseñados para investigar el efecto de diferentes condiciones de luz sobre la regeneración de la mara. En el primer experimento, se midió el crecimiento y la supervivencia de plántulas establecidas naturalmente en 20 claros creados por el aprovechamiento de árboles de mara. Se varió las condiciones de luz a través de tratamientos de limpieza de malezas aplicados en la mitad de los claros, dejando los otros claros como testigos. Los resultados indican que la limpieza aumentó el crecimiento y, también, que las plántulas presentes en claros grandes tuvieron mayor crecimiento. Sin embargo, el crecimiento fue reducido con un máximo de sólo tres metros en cinco años. En el segundo experimento, para variar las condiciones de luz, se abrieron fajas de un metro hasta 20 m de ancho en el bosque, donde se tumbó todo el dosel o sólo el sub-dosel para variar las condiciones de luz. En estas fajas, se hicieron trasplantes de plántulas de mara proveniente de un vivero. Después de cuatro años, hubo mejor crecimiento en las fajas de 15 m de ancho, donde las plantas llegaron a seis metros de altura. En ninguno de los experimentos hubo gran influencia del barrenador de brotes (*Hypsipyla* spp.)

Palabras clave: Bolivia, caoba, manejo sostenible, mara, regeneración, silvicultura, *Swietenia macrophylla*.

¹Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Princeton, NJ 08544, USA

²Dirección actual: Department of Botany, University of Georgia, Athens, GA 30602-7271, USA, steve@panfil.net

³Dirección actual: 13810 Long Lake Road, Ladysmith, BC V9G 1G5, Canadá

⁴Proyecto BOLFOR, Casilla postal # 6204, Santa Cruz, Bolivia



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

10. Two Silvicultural Experiments to Enrich Mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in the Bosque Chimanes, Beni, Bolivia

Steven N. Panfil^{1,2}, R.E. Gullison^{1,3}, and Claudio Leñaño⁴

ABSTRACT

Since mahogany (*Swietenia macrophylla* King) is typically found in single age stands with little or no regeneration, forests where mahogany is logged could benefit from silvicultural methods that promote mahogany regeneration. Here we report on two experiments designed to promote the growth of mahogany seedlings in natural forest. In the first experiment, we measured the growth and survivorship of naturally occurring mahogany seedlings in 20 clearings created by the extraction of mature mahogany trees. We removed competing vegetation from around the mahogany seedlings in half of these plots and left the others as controls. Our results show that cleaning treatment did improve seedling growth and that the seedlings in larger clearings grew more than those from small clearings. Nevertheless, rates of growth were low, with the largest individuals growing only 3 m in five years. In our second study, we increased light availability to transplanted mahogany seedlings by clearing either all trees or only the understory in strips of forest ranging from 1 m to 20 m wide. Our results suggest an optimum strip width of 15 m, where seedlings grew 6 m or more in four years. With both experiments, we found the mahogany shoot borer (*Hypsipyla* spp.) to be of minor importance.

Keywords: *Bolivia, mahogany, regeneration, silviculture, sustainable management, Swietenia macrophylla*

¹Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Princeton, NJ 08544, USA

²Dirección actual: Department of Botany, University of Georgia, Athens, GA 30602-7271, USA, steve@panfil.net

³Dirección actual: 13810 Long Lake Road, Ladysmith, BC V9G 1G5, Canadá

⁴Proyecto BOLFOR, Casilla postal # 6204, Santa Cruz, Bolivia



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

INTRODUCCIÓN

Varios estudios muestran que la mara es incapaz de regenerarse en las condiciones de poca luz encontradas bajo bosque alto (Lamb 1966, Gullison *et al.* 1996, Snook 1996, Günter 2001). Estos estudios indican que se requieren perturbaciones grandes para abrir el dosel y dejar pasar suficiente luz para estimular el crecimiento de las plántulas. Las perturbaciones que han sido documentadas como factores que fomentan la regeneración de la mara incluyen huracanes, incendios, inundaciones y el movimiento lateral de los ríos. Puesto que estas perturbaciones son poco frecuentes, la mara típicamente se encuentra en poblaciones de una sola edad, sin plantas juveniles en proceso de regeneración. Esta falta de regeneración es un gran problema para el manejo, porque donde no hay regeneración no puede haber manejo sostenible.

En este capítulo, se discuten dos experimentos donde se varían las condiciones de luz en el bosque para someter a prueba la hipótesis de que la falta de luz es responsable de la falta de regeneración de la mara en bosque alto. Si los tratamientos que se utilizan son exitosos en promover el crecimiento de las plántulas, tal vez podrían usarse para el enriquecimiento de bosques naturales, permitiendo varios ciclos de corte donde actualmente es posible un solo corte.

Los métodos de enriquecimiento de mara en bosque natural podrían suministrar también una solución para el problema del barrenador de brotes (*Hypsipyla* spp.). El barrenador de brotes es el factor principal para que no existan plantaciones de mara en el neotrópico. Este insecto ataca el brote apical de las plantas jóvenes de mara, causando la malformación del tallo y formando consecuentemente árboles de bajo valor comercial. El problema de *Hypsipyla* es más grave en poblaciones de mara de alta densidad y, probablemente, también en plantaciones no-específicas. La presencia de otras especies de árboles puede proveer una barrera física que impide que el insecto encuentre los árboles de mara y, también, puede servir como protector que suprime la señal química que *Hypsipyla* utiliza para ubicar la mara (Mayhew y Newton 1998). Los métodos utilizados en el presente estudio se refieren a la silvicultura en áreas pequeñas dentro de una matriz de bosque intacto, posiblemente evitando infestaciones graves de *Hypsipyla*.

Se realizaron dos experimentos silviculturales para investigar el efecto de diferentes condiciones de luz sobre el crecimiento de las plántulas de mara. En el primer experimento se estudiaron las plántulas existentes en los claros creados por la corta de árboles maduros de mara. En el segundo experimento, se abrieron fajas de varias anchuras para hacer trasplantes de plántulas de mara de un vivero.

El uso de claros de corta con plántulas nativas tiene beneficios económicos y también ecológicos. El beneficio económico se debe a los bajos costos de la mano de obra, ya que el uso de claros de corta puede hacer innecesaria la apertura de bosque y, también, hace innecesario mantener viveros para proveer plántulas para su trasplante, pues éstas existen naturalmente en



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

grandes cantidades en estos claros. Puede haber también un beneficio ecológico en el uso de plántulas nativas de la zona, por tener éstas adaptaciones a las condiciones locales. Sin embargo, existe la posibilidad de insuficiencia de luz en claros de corta y, por eso, se realizó el segundo experimento en claros artificialmente creados para el trasplante de plántulas de mara de un vivero.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Se realizó esta investigación en las localidades de Chirizi, Aguas Negras y Jamanchi en el Bosque Chimanés, Departamento del Beni, Bolivia (aproximadamente $15^{\circ} 30' S$ y $66^{\circ} 30' O$). En los tres sitios, la vegetación se clasifica como bosque semi-decídúo ubicado en planicies aluviales. La región percibe anualmente aproximadamente 2200 mm de precipitación con cinco meses en los que cae menos de 100 mm de lluvia. La temperatura promedio anual es de $26^{\circ} C$ (Gullison *et al.* 1996). El dosel tiene una altura que fluctúa entre 20 y 25 m y los emergentes como la mara pueden alcanzar 50 m.

CLAROS DE CORTA

Para este análisis, se seleccionaron 20 claros creados por la tala y extracción de árboles de mara en la zona del Río Chirizi. En cada claro, se realizó un inventario completo de las plántulas de mara, colocando en cada una de ellas una placa enumerada y registrando datos de ubicación y altura durante el año 1991. Posteriormente se seleccionaron, al azar, 10 de los 20 claros para un tratamiento de limpieza con machete, para eliminar las malezas que compiten con las plántulas de mara. Durante 1992, 1993, 1994 y 1996 se repitieron las mediciones de las plantas de mara y también el tratamiento de limpieza. Debido a problemas en la recolección de datos en 1996, no se cuenta con datos de dos de las parcelas limpiadas y quedó con datos de ocho claros limpiados. Los otros diez claros se utilizaron como testigos, donde no se hizo ninguna limpieza, donde también se repitió la medición de las plantas en estos claros al mismo tiempo que en los otros claros.

Se utilizó un análisis de covarianza para los resultados de este experimento, comprobando medidas de altura y supervivencia de 1996 entre claros limpiados y no limpiados, utilizando las medidas de 1991 como covariable. Se comprobaron varios índices de crecimiento, entre ellos la altura promedio de todas las plantas, la altura de la planta más alta en cada claro y la altura promedio de las cinco plantas más altas en cada claro. Se cree que la última medida es la más precisa para pronosticar el éxito silvicultural, porque los claros fueron creados por la extracción de un solo árbol y tienen superficies suficientes para mantener cinco o menos árboles grandes de mara. Esta medida es preferible a la altura promedio de todos los árboles ya que las



alturas de los individuos pequeños no tienen importancia debido a que muchos de éstos nunca van a llegar al dosel.

Además de analizar el efecto del tratamiento de limpieza, se analizó la relación entre el tamaño de claro y el crecimiento de las plántulas. Para aproximar la superficie de cada claro, se obtuvieron medidas de distancia y ángulo desde el tocón al margen del claro, para elaborar un mapa y luego sacar un cálculo de superficie. Se utilizó un análisis de regresión lineal para relacionar el efecto del tamaño de claro con la altura de las plantas en 1996.

FAJAS

Se empezó el experimento de fajas en 1992, instalando parcelas en el sitio de Aguas Negras y Jamanchí. En cada sitio, se crearon cinco claros de 250 m de largo orientados de este a oeste y con 50 m de bosque alto entre ellos. Se varió la luz en cada sitio, abriendo fajas de 1, 5, 10, 15 y 20 m de ancho. Se seleccionó, al azar, un lado de cada faja para eliminar el subdosel (árboles menores a 5 cm DAP) con machete. En todas, menos la faja de un metro de ancho, se eliminó completamente el dosel en la otra mitad de la faja utilizando motosierra y machete. En las fajas de un metro, se eliminó solamente el subdosel. En la Figura 1 se presenta un croquis de las fajas.

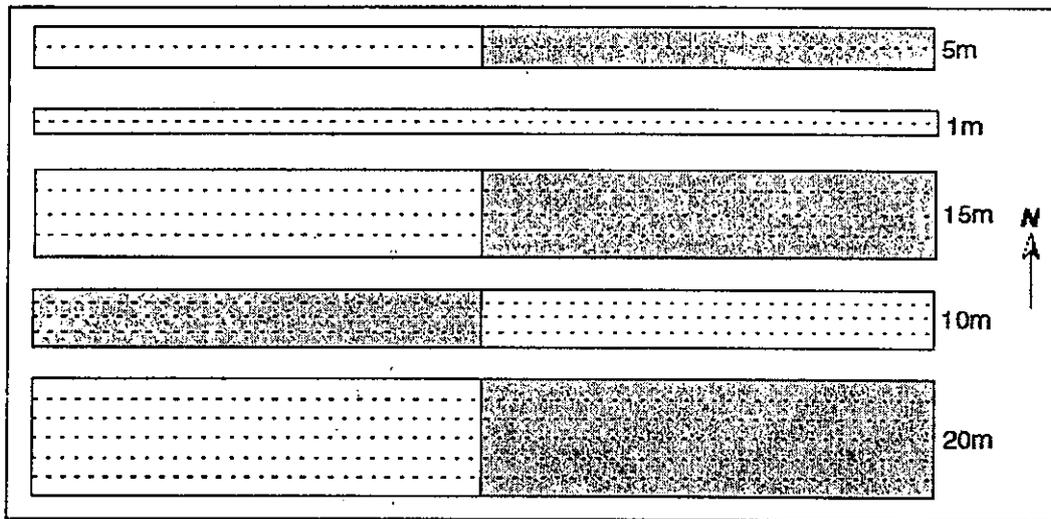


Figura 1. Croquis de las fajas en Aguas Negras y Jamanchí. Las fajas tienen 250 m de largo y varían entre 1 y 20 m de ancho. 50 m de bosque alto separa cada faja. Se abrió totalmente el dosel de las áreas grises y solamente el sub-dosel de las áreas blancas. Los puntos indican las posiciones de las plántulas de mara.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

Después de abrir las fajas, se realizaron trasplantes de plántulas de mara de aproximadamente 50 cm de altura provenientes de un vivero. Para evitar la desecación de las plántulas, se quitaron las hojas antes del trasplante (Mayhew y Newton 1998). Debido a la ubicación lejana del sitio de Jamanchi, se utilizó el método de raíz desnuda para el plantío. Para el sitio de Aguas Negras, se hicieron los trasplantes en cepellón. En ambos sitios se hicieron los trasplantes en líneas con 4 m de separación entre cada planta. Se trasplantó una sola línea de plántulas por el centro de las fajas de 1 m y 5 m de ancho. En las fajas de 10 m y 15 m de ancho, se trasplantaron tres líneas de plántulas con 4m entre cada línea. En los claros de 20 m de ancho, se colocaron cuatro líneas de plántulas con cuatro metros entre ellas. Durante 1993, 1994 y 1996 se midieron las alturas y se ejecutaron limpiezas de las malezas alrededor de cada planta una vez por año.

Este estudio se diseñó para su análisis mediante regresión no lineal, porque el esfuerzo necesario para establecer un número alto de parcelas fue demasiado alto. La regresión permitió evaluar la relación entre la anchura de las fajas y el crecimiento de las plantas. Al igual que en el estudio de claros, se decidió utilizar un índice de las plantas con mayor crecimiento en cada parcela para comparaciones. La medida que se utilizó es la altura promedio del cuartíl de plantas más altas (altura promedio de los 25% de plantas más altas.)

RESULTADOS

CLAROS

El tratamiento de limpieza mejoró significativamente el número de plantas supervivientes y el crecimiento de éstas en los claros. La supervivencia promedio de las plantas en los claros limpiados fue 0.61, comparada con una supervivencia de 0.40 en los claros no limpiados. Este resultado fue significativo con un análisis de covarianza en el que se comprobó el número de plantas vivas en 1996 en los claros limpiados y no limpiados, utilizando el número de plantas vivas en 1991 como covariable ($p < 0.01$).

La altura promedio de las cinco plantas más altas en los claros varió desde 0.53 hasta 4.05 m en cinco años. Hubo una diferencia estadísticamente significativa para la altura promedio de las cinco plantas más altas ($p < 0.05$), casi significativa para la altura promedio de todas las plantas ($p = 0.052$), y significativa para la altura de la planta más alta de cada claro ($p < 0.05$), entre los claros limpiados y no limpiados utilizando análisis de covarianza.

Para conocer la relación entre el tamaño de los claros y el crecimiento de las plántulas, se hizo una regresión entre la altura promedio de las cinco plantas más altas por claro y la superficie de los claros. Para los dos tratamientos, hubo una relación positiva entre la superficie del claro y la altura de las plantas, aunque la relación para los claros no limpiados no fue significativa (Figura 2).



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

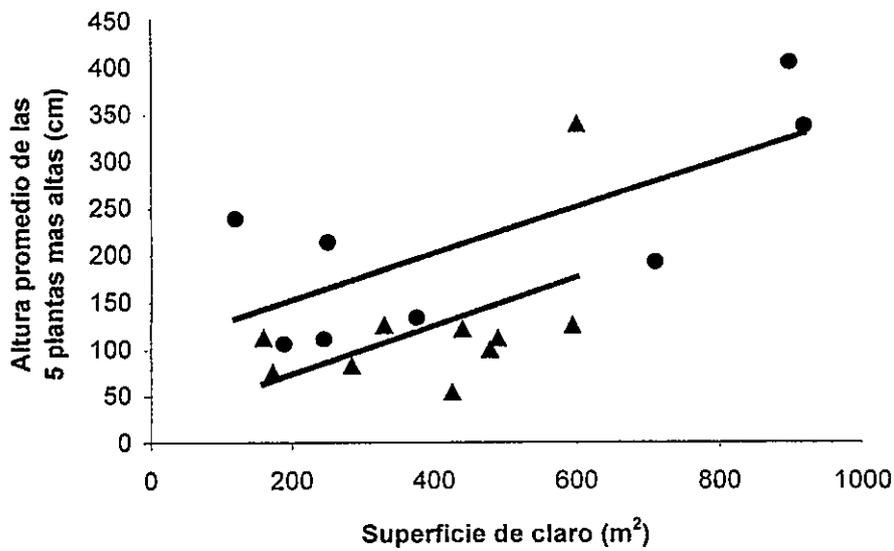


Figura 2. Relación entre el tamaño de claro y la altura promedio de las cinco plantas más altas en 1996. Los círculos representan datos de los claros limpiados ($y = 0.2453x + 103.55$, $r^2 = 0.5565$, $p < 0.05$) y los triángulos representan los claros no limpiados ($y = 0.2569x + 22.138$, $r^2 = 0.2598$, $p = 0.132$).

FAJAS

El crecimiento de las plántulas en las fajas fue mejor que en los claros. La altura promedio del cuartil de plantas más altas varió de 0.70 m en una de las fajas de un metro de anchura hasta 6.3 m en una de las fajas de 15 m de ancho después de 4 años de crecimiento. La relación entre el crecimiento y la anchura de las fajas y el tratamiento de apertura del dosel se muestra en la Figura 3. Para las fajas de Aguas Negras y Jamanchi, hubo un mejor crecimiento en las áreas donde se eliminó todo el dosel, que en las áreas donde solamente se eliminó el subdosel. Asimismo, debe notarse que se registraron las alturas máximas en las fajas de entre 10 y 15 m y que hubo menos crecimiento en las fajas de 20 m.

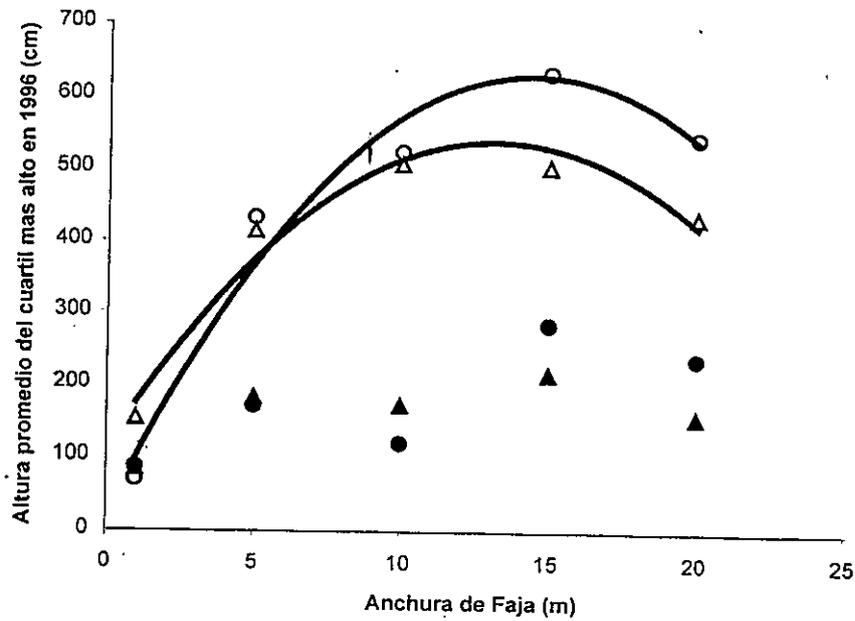


Figura 3. Relación entre la anchura de las fajas y la altura promedio del cuartil de plantas más altas en 1996. Los círculos representan las fajas de Jamanchi y los triángulos representan las fajas de Aguas Negras. Los círculos y triángulos sólidos representan el desbroce de sólo el sub-dosel y los círculos y triángulos vacíos representan el desbroce completo. Las líneas representan los tratamientos de desbroce completo (Jamanchi: $y = -2.9318x^2 + 84.698x + 16.403$, $r^2 = 0.9608$, $p < 0.05$; Aguas Negras: $y = -2.4709x^2 + 64.842x + 111.52$, $r^2 = 0.9645$, $p < 0.05$).

DISCUSIÓN

CLAROS

El crecimiento de las plántulas aumenta en relación con el tratamiento de limpieza y el tamaño del claro. Se registraron las plantas más altas en los claros grandes que también recibieron el tratamiento de limpieza. Desafortunadamente, el estudio no permite pronosticar el crecimiento de plántulas en claros grandes sin limpieza, puesto que no quedaron claros no limpiados mayores a 600 m² en el experimento. Es posible que en claros grandes habría un



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bahía

crecimiento similar al de los claros limpiados. Sin embargo, los resultados apoyan la hipótesis de que la luz tiene gran importancia para la regeneración de la mara.

Aún más importante que el contraste entre claros limpiados y no limpiados, es la magnitud del crecimiento que se registró. En sólo tres de los 20 claros, la altura promedio de las cinco plantas más altas sobrepasó los 3 m en seis años. No se sabe si esta tasa de crecimiento es suficiente para asegurar la supervivencia de estas plantas a largo plazo. Se hicieron solamente cuatro limpiezas durante cinco años y es posible que con más limpieza se hubiera obtenido un mejor crecimiento.

La relación entre altura y edad para plantas jóvenes de mara ha sido publicada para plantaciones en Fiji, México, y Vanuatu (JICA 1982, Llera y Melandez 1989, Neil 1986 citado por Mayhew y Newton 1998). Se utilizaron dichas tasas de crecimiento para comprobar los resultados de los experimentos (Figura 4). Si bien las condiciones varían bastante entre sitios, esta comparación indica que las plantas de los claros eran muy pequeñas para su edad y que la tasa de crecimiento también fue muy baja durante todo el período de estudio.

FAJAS

El crecimiento en las fajas óptimas fue mucho mayor que en los claros de corta, lo que indica que este método tiene mayor potencial como técnica silvicultural. La anchura de los claros y el estilo de desbroce, tienen efectos importantes sobre el crecimiento de la mara. Para cualquier anchura de faja, las áreas sin dosel resultaron en plantas dos o tres veces más altas que las plantas ubicadas en las áreas donde sólo se eliminó el sub-dosel. Este resultado también afirma la importancia de la luz para la regeneración de esta especie.

El ancho de las fajas también fue muy importante para el crecimiento. Como se había pronosticado, las plántulas instaladas en las fajas más anchas tuvieron mejor crecimiento que las plantas de las fajas angostas. En ambas localidades, la relación entre anchura de faja y crecimiento indica que existe un punto óptimo de entre 10 y 15 m de anchura. En las fajas de 20 m, el crecimiento fue reducido. En las mediciones de 1993 y 1994 observamos plantas en estado de desecación. También observamos que otras especies como *Cecropia*, *Piper*, *Ochroma*, y *Sapium*, tuvieron mayor crecimiento, reduciendo la luz disponible para las plantas de mara. Esas especies no parecen crear tanta competencia en las fajas más angostas.

La magnitud de crecimiento en las fajas óptimas se compara adecuadamente con las tasas de crecimiento publicadas para las plantaciones (Figura 4). La altura promedio del cuartil de plantas más altas en las fajas de 15 m de ancho, con desbroce completo, fue mayor a 6 m en Jamanchi y superaron los 5 m en Aguas Negras, después de 4 años de crecimiento. La rapidez de crecimiento probablemente indica que estas plantas sobrevivirán en tamaño adulto.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

Ni en los claros ni en las fajas se encontró mucha evidencia del barrenador de brotes, lo cual indica que las condiciones de luz y no así los insectos son responsables del éxito de las plantas. Para las densidades representadas en este estudio, los barrenadores de brotes no parecen causar problemas. Se tendría que realizar más experimentos para establecer las densidades máximas que evitan el ataque por esta plaga.

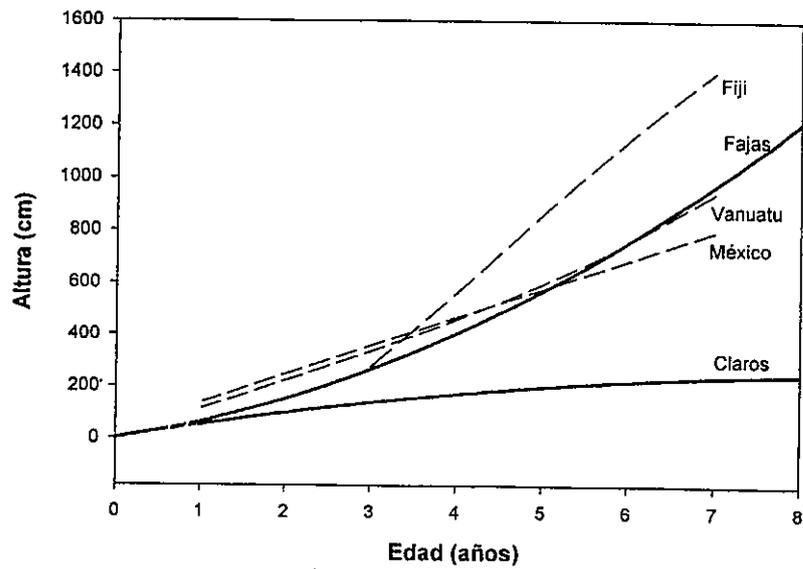


Figura 4. Comparación entre el crecimiento de las plantas de mara en el presente estudio y el crecimiento de mara en plantaciones de otros países. La curva denominada 'Fajas' representa las alturas del cuartil más alto de plantas en las fajas de 15 m de anchura con desbroce completo. La curva 'Claros' representa el crecimiento de las cinco plantas más altas en los claros que recibieron el tratamiento de limpieza. Pasando cuatro años para las fajas y cinco años para los claros, las líneas son extrapolaciones.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

CONCLUSIONES

La conclusión principal del presente estudio es que la mara requiere aperturas grandes en el bosque para su regeneración. En aperturas del tamaño de un claro de corta de un solo árbol, hubo poco crecimiento de las plántulas que naturalmente ocurrieron en el lugar. Los tratamientos de limpieza ayudaron al crecimiento, pero cuatro limpiezas realizadas en cinco años no fueron suficientes para fomentar un crecimiento rápido. Por otro lado, el desbroce completo de fajas de entre 10 y 15 m de anchura fomentó un crecimiento similar a plantaciones. Este método silvicultural tiene posibilidades para enriquecer poblaciones de mara en bosque alto.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a las siguientes instituciones por el apoyo financiero o logístico durante el presente estudio: La Fundación Nacional para la Ciencia (NSF-USA) y USAID por la beca BSR-9100058; BOLFOR; Thompson Mahogany Company; Industria Maderera San Francisco S.R.L.; Hermann Miller, Inc.; Organización Internacional para Maderas Tropicales (ITTO); y El Consejo Nacional para Ciencia e Ingeniería (NSERC-Canadá.)

BIBLIOGRAFÍA

- Gullison, R. E., S. N. Panfil, J. J. Strouse, y S. P. Hubbell. 1996. Ecology and management of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in the Chimanes Forest, Beni, Bolivia. *Botanical Journal of the Linnaen Society* 122: 9-34.
- Günter, S. 2001. Impacto de factores ecológicos sobre la regeneración de la mara (*Swietenia macrophylla* King) en bosques naturales de Bolivia. En: B. Mostacedo y T.S. Fredericksen (Eds.). *Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales de Bolivia*. BOLFOR, Santa Cruz.
- Lamb, F. B. 1966. *Mahogany of tropical America; its ecology and management*. University of Michigan Press, Ann Arbor, EEUU.
- Mayhew, J. E. y A. C. Newton. 1998. *The Silviculture of Mahogany*. CABI Pub., Wallingford, RU. ; New York, EEUU.
- Snook, L. K. 1996. Catastrophic disturbance, logging and the ecology of mahogany (*Swietenia macrophylla* King): Grounds for listing a major tropical timber species in CITES. *Botanical Journal of the Linnaen Society* 122: 35-46.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

11. Regeneración Natural después del Aprovechamiento Forestal en Fajas a Tala Rasa en un Bosque Tropical Boliviano

William Pariona A.¹

RESUMEN

En 1991, se abrieron cuatro fajas a tala rasa en un bosque tropical maduro boliviano, para conocer los efectos que puede producir este sistema sobre la regeneración natural de especies arbóreas. Las fajas, con dos diferentes anchos, fueron instaladas en condiciones similares de suelo y tipo de bosque, y abiertas en un mismo tiempo. Ocho años después del aprovechamiento, la regeneración natural mayor a de 50 cm de altura, proveniente de semillas y de rebrotes (9,150/ha promedio para los cuatro claros), comparada con la regeneración natural (sotobosque) evaluada antes de la apertura, mostró un incremento altamente significativo en el número de individuos y de especies por hectárea. De las 87 especies aprovechadas mayores a 5 cm de DAP, 65 estuvieron presentes en la regeneración de ocho años de edad, incluyendo las de mayor valor comercial. La estructura y composición florística de la regeneración de las cuatro fajas fueron similares. Este sistema de aprovechamiento induce el inicio de una inmediata sucesión secundaria, con una presencia adecuada de especies maderables del dosel del bosque original. El grado de recuperación del bosque en las fajas ocurre rápidamente, debido a que los suelos no tuvieron usos anteriores (prácticas agrícolas o ganaderas), a la existencia de suficientes fuentes de semillas cercanas y a la buena capacidad de rebrote de muchas especies. La alta densidad de plántulas, con muchas especies comerciales suprimidas, sugiere la aplicación de un tratamiento silvicultural, para asegurar la sobrevivencia y el incremento del valor económico de las especies más deseables.

Palabras Clave: *Aprovechamiento forestal, Bolivia, bosque tropical, regeneración natural, tala rasa.*

¹ Consultor, Proyecto BOLFOR, Casilla 6204, Santa Cruz, Bolivia. bolfor@bibosi.scz.entelnet.bo



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

11. Natural Regeneration following Forest Harvesting in Strip Clearcuts in a Bolivian Tropical Forest

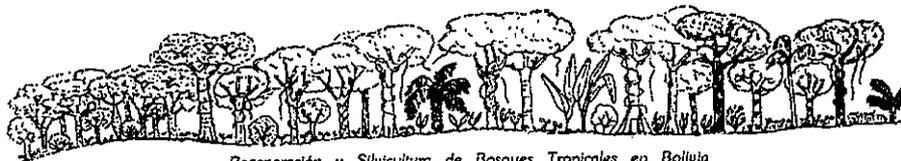
William Pariona A.¹

ABSTRACT

In 1991, four strip clearcuts were installed as a demonstration experiment in the tropical forest of Valle del Sacta, Bolivia. The objective of the study was to understand the influence of clearcutting on natural regeneration of tree species in the region. The four strip cuts, of different sizes, were installed in similar forest types at the same time. Eight years after harvesting, the natural regeneration in clearcuts (9150 individuals/ha as average of the four clearcuts) was significantly higher than that of the pre-harvest forest. A total of 87 species > 5 cm DBH was harvested (not taking into account shrubs and palms), out of which 65 were part of the regeneration after eight years, including all commercially valuable species. Plant structure and composition of the regeneration in all four clear cuts was similar. The strip cuts rapidly regenerated with a similar species composition of commercial and non-commercial tree species in the canopy. These areas regenerated more rapidly than other successional forests originating after agricultural abandonment due to an intact soil seed bank and root systems for the generation of root sprouts. Many commercial tree species currently exist under the shade of lower-valued species suggesting the need for silvicultural release treatments.

Key Words: Bolivia, clearcut, forest harvesting, natural regeneration, tropical forest.

¹ Consultor, Proyecto BOLFOR, Casilla 6204, Santa Cruz, Bolivia. bolfor@bibosi.scz.entelnet.bo



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

INTRODUCCIÓN

Una manera viable para la conservación de áreas importantes de bosques tropicales es el manejo sostenible, el cual involucra una extracción controlada de productos maderables y no maderables. Además, las áreas bajo manejo pueden complementar las funciones que cumplen las reservas biológicas o áreas bajo protección estricta en la conservación de una mayor proporción de la biodiversidad y en el mantenimiento de suficientes niveles de los servicios ecológicos, tales como el secuestro de carbono entre otros (Delgado *et al.* 1997, Fredericksen 1998). Sin embargo, para llegar a un verdadero manejo sostenible de los bosques tropicales, es necesario que la regeneración natural de las especies aprovechadas sea cuantitativa y cualitativamente suficiente, como para asegurar las futuras extracciones.

Actualmente en Bolivia, debido al agotamiento de las especies más valiosas, producto de un aprovechamiento extremadamente selectivo, el mercado nacional e internacional, literalmente está abriendo sus puertas a un grupo de especies menos conocidas, permitiendo, de esta manera, el aprovechamiento de especies potenciales de los bosques naturales tropicales. Para lograr la sostenibilidad de estos bosques productivos, se vienen aplicando diversos sistemas de extracción, siendo el más utilizado hoy en día el aprovechamiento selectivo de baja intensidad, el cual consiste en extraer las especies comerciales, con una selección basada generalmente en un diámetro mínimo de corta (Fredericksen 1998). Sin embargo, este sistema de aprovechamiento, tal como viene siendo aplicado, en la mayoría de los casos en Bolivia, no está creando condiciones apropiadas para la instalación de una regeneración natural adecuada, tanto de las especies valiosas como de las menos conocidas (Gullison *et al.* 1996, Fredericksen 1998, Fredericksen *et al.* 1999, Mostacedo y Fredericksen 1999). Es muy posible que muchos de los claros ocasionados por el aprovechamiento selectivo de baja intensidad no sean lo suficientemente grandes o perturbados como para permitir una mayor disponibilidad de la luz que pueda favorecer el establecimiento de plántulas deseables.

Es reconocido que una forma de perturbación que incrementa los niveles de luz en el sotobosque es la creación de claros naturales ocasionados por la caída de árboles de gran tamaño. Este es uno de los procesos naturales más importantes relacionados con la regeneración de los bosques tropicales (Devoe 1989, Hartshorn 1980). Teniendo como base estas investigaciones y en la búsqueda de lograr un aprovechamiento sostenido del recurso forestal, se puso en práctica un sistema de aprovechamiento denominado "fajas a tala rasa", el cual consiste en abrir largos cortes dentro del bosque maduro y aprovechar todas las especies arbóreas encontradas. En realidad, cada faja es un claro alargado de 30 a 40 m de ancho, con una longitud variable (usualmente de 100 m a 300 m), determinada principalmente por la topografía y los equipos de extracción disponibles (Hartshorn y Pariona 1993).



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

Los resultados obtenidos de la aplicación de este sistema en un bosque tropical peruano fueron muy prometedores, por la excelente regeneración natural de cientos de especies forestales que repoblaron las áreas aprovechadas bajo esta modalidad (Hartshorn 1989, Hartshorn y Pariona 1993). Teniendo como base estas experiencias, en 1991 se abrieron a tala rasa cuatro fajas demostrativas, con dos diferentes anchos, en el Valle del Sacta - Bolivia, con la finalidad de conocer los efectos de este sistema sobre la regeneración natural de especies maderables. En este sentido, el objetivo del presente estudio es analizar la estructura y composición florística de la regeneración instalada en estos claros, ocho años después de su aprovechamiento y, asimismo conocer la influencia de los dos diferentes anchos de apertura.

MÉTODOS

ZONA DE ESTUDIO

El presente estudio fue realizado en los bosques de la Estación Experimental "Valle del Sacta", a 230 km de Cochabamba (17° 06' S. 64° 46' W) y a una altitud de 240 msnm. Este predio se encuentra en la provincia Carrasco, departamento de Cochabamba, Bolivia (Figura 1). De acuerdo a la clasificación de Holdridge en el Mapa Ecológico de Bolivia (MACA 1975), esta área se encuentra entre la transición de bosque muy húmedo tropical (bmh-T) y el bosque muy húmedo subtropical (bmh-ST). Según registros de la Estación Meteorológica de Ivirgarzama (a 11 km del área de estudio), la temperatura promedio anual es de 23° C y la precipitación promedio anual para el período 1959-1979 fue 3179 mm. Los meses de mayor precipitación pluvial són de octubre a marzo (Pinto 1982). Los estudios de suelos, realizados específicamente para esta área por Guamán (1992), determinaron que estos suelos son profundos, arcillosos y de color pardo-rojizos, químicamente son muy pobres y fuertemente ácidos (pH 4.6). Taxonómicamente son clasificados como Typic Hapludult, es decir son suelos fuertemente intemperizados. La fertilidad natural, proviene sólo de la descomposición de los residuos orgánicos, ya que no presentan reservas de minerales primarios. La materia orgánica se mineraliza rápidamente, por lo cual no son suelos aptos para la agricultura o ganadería.

ESTABLECIMIENTO Y APERTURA DE LAS FAJAS DEMOSTRATIVAS

Las fajas fueron ubicadas de acuerdo a los siguientes criterios: ausencia de huellas antropogénicas, topografía homogénea, suelo y tipo de bosque similares. La separación entre fajas fue de 120 m y las dimensiones adoptadas fueron: dos fajas angostas de 30x70 m y dos fajas anchas de 40x70 m. Las cuatro fajas, orientadas en un mismo sentido (34° de azimut), fueron abiertas en septiembre de 1991. Todas las fases del aprovechamiento se realizaron secuencialmente, sin períodos de tiempo intermedio. Antes del inicio del aprovechamiento, se evaluó el sotobosque, tomándose la altura y nombre común de todas las plántulas > a 50 cm de altura y



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

< a 5 cm de DAP. Para tal efecto, en las fajas de 30 m de ancho se ubicaron sistemáticamente 12 parcelas de 3x3 m y 16 parcelas en las de 40 m.

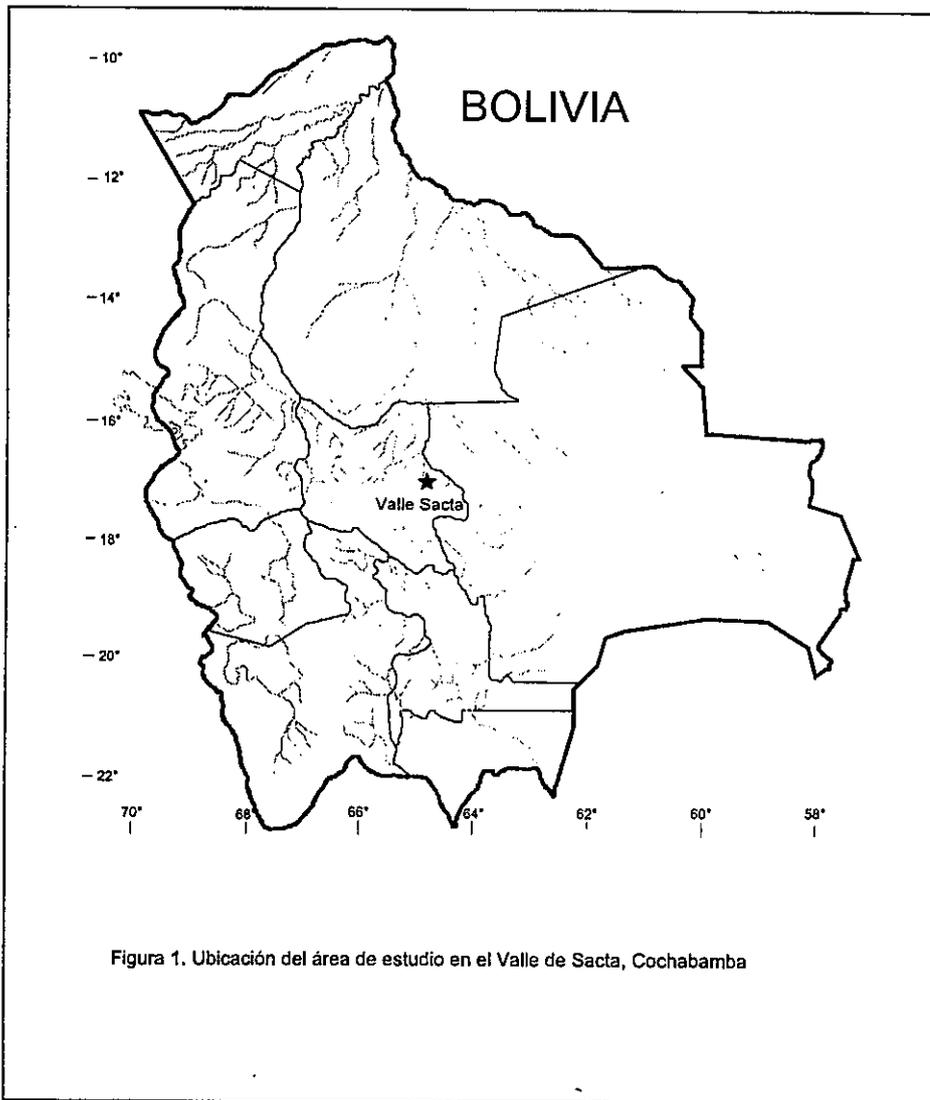


Figura 1. Ubicación del área de estudio en el Valle de Sacta, Cochabamba



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

En la primera fase del aprovechamiento se cortaron los bejucos, arbustos y arbolitos menores de 5 cm de diámetro, con la finalidad de facilitar las operaciones de corta. A partir de 5 cm de DAP, se tomaron datos de nombre común, diámetro a 1.30 m, altura comercial, altura total (árbol caído) y el posible uso de acuerdo a la conformación del fuste de cada uno de los árboles aprovechados. También se evaluaron las palmeras, tomándose el diámetro sobre las raíces fúlcreas y su altura comercial. Los árboles más gruesos e inclinados fueron tumbados al final, porque tuvieron que ser sujetados para evitar que caigan fuera de las fajas y consecuentemente dañar al bosque circundante considerado como fuente de semillas para la futura regeneración. Todas las trozas fueron sacadas de las fajas manualmente, dejándose solamente hojas y ramas sobre el suelo de los cuatro claros.

EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN NATURAL DESPUÉS DEL APROVECHAMIENTO

Después del aprovechamiento, se realizaron dos evaluaciones de la regeneración natural establecida en las cuatro fajas. La primera después de un año (septiembre 1992), donde se consideraron todas las plántulas mayores a 50 cm de altura, provenientes de semillas y del rebrote de tocones menores a 5 cm de DAP, a una intensidad del 14%. Para tal efecto, se delimitaron en cada una de las fajas 10 transectos de 1 m de ancho, con una longitud de acuerdo al ancho de cada faja y con un distanciamiento de 5 m entre cada transecto. Para los análisis del presente estudio, no se diferenció la procedencia de las plántulas (semillas o rebrote), porque la mayoría de los tocones menores a 5 cm de DAP habían desaparecido, lo cual no permitió realizar una identificación exacta del origen de la plántula. La evaluación de los tocones mayores a 10 cm de DAP fue realizada al 100% (Pariona 1992).

La segunda evaluación fue realizada después de casi ocho años (agosto 1999) y, para tal efecto, las cuatro fajas fueron delimitadas en cuadrículas de 10x10 m. Posteriormente, se seleccionaron al azar seis cuadrículas en cada faja, para la evaluación de todos los individuos mayores a 50 cm de altura y menores a 5 cm de DAP, excepto los bejucos. Las plántulas que superaron los 5 cm de DAP fueron evaluadas y plaqueadas al 100% en todas las fajas. En esta evaluación fue más difícil definir, en muchos casos, si las plántulas provenían de semillas o tocones, motivo por el cual no se realizó esta diferenciación.

IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA DE MUESTRAS BOTÁNICAS

Las muestras botánicas de aquellas especies cuya identificación era dudosa y de las que se encontraban floreciendo y/o fructificando, recolectadas durante y después del aprovechamiento fueron identificadas mediante la comparación con muestras archivadas en los herbarios, consultando bibliografía especializada y con el apoyo de botánicos del Missouri Botanical Garden. Un juego de estas recolecciones fue depositado en el MBG-USA, otro en el Herbario Nacional de Bolivia en la Paz y un tercero en el Museo de Historia Natural de Santa Cruz.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

ANÁLISIS DE DATOS

A partir de los datos, tomados en las evaluaciones realizadas antes y después de la apertura de las fajas, se calculó la densidad, el número de especies y el número de individuos por especies, presentes en cada una de las fajas. La composición florística se resumió en términos de las familias más importantes, según el número de especies e individuos presentes y de las especies más abundantes. Se elaboró un cuadro comparativo entre las densidades de la regeneración natural antes y después del aprovechamiento. Se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI especie = abundancia relativa + área basal relativa + frecuencia relativa) propuesto por Curtis y McIntosh (1950) para cada especie con individuos mayores de 5 cm de DAP, en cada una de las fajas y se efectuaron comparaciones entre las especies de mayor dominancia de las fajas angostas y de las fajas anchas. Para conocer si la diferencia era o no significativa, entre el número promedio de especies y de plántulas de las fajas anchas y angostas, se utilizó la prueba de chi cuadrado (χ^2), a un grado de libertad y una probabilidad del 95%.

RESULTADOS

ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA DEL BOSQUE ANTES DEL APROVECHAMIENTO

Antes de la apertura, las fajas presentaban un sotobosque denso, compuesto principalmente por tomatillo blanco (*Clidemia* sp.), jatata (*Geonoma* spp.) y un arbusto de nombre común desconocido *Actinostemum amazonicus* (Euphorbiaceae). También se encontraron helechos y patujú (*Heliconia* sp.), pero con menor frecuencia. Asimismo, tomando en cuenta todos los individuos a partir de 5 cm de DAP, sin considerar las palmeras, se encontró un promedio de 834 árboles/ha con un área basal de 23.08 m²/ha. Este número de árboles es relativamente abundante debido a la gran densidad de individuos encontrados en la categoría diamétrica de 5 cm a 9.99 cm. Sin embargo, a pesar de que el porcentaje promedio de árboles encontrados en esta categoría pasa del 40%, su área basal no fue muy significativa (1.83 m²/ha). De los 834 árboles, solamente un promedio del 13 % representaba a individuos de especies comerciales, un 18 % a arbustos y un 69 % a individuos no comerciales. La curva de la distribución diamétrica presentó el patrón de una "J invertida", lo cual indica una estructura típica de un bosque tropical denso en estado natural (Figura 2). Considerándose sólo árboles mayores a 10 cm de DAP (sin incluir las palmeras), se encontró 484 árboles por hectárea y un área basal promedio de 21.24 m²/ha. El 51 % de esta área basal estaba representado por individuos sin valor comercial y solamente el 18 % (3.83 m²/ha) pertenecía a individuos mayores a 50 cm de DAP con un promedio de 11 arb/ha.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

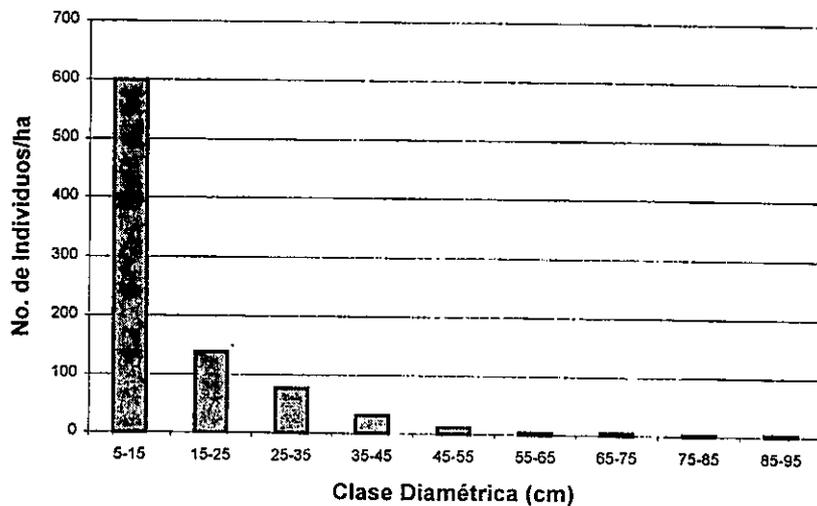


Figura 2. Distribución diamétrica de individuos mayores a 5 cm de DAP (1.30 m de altura) antes del aprovechamiento.

En 0.98 ha (superficie total de las cuatro fajas) se encontraron 40 familias representadas en 105 especies mayores de 5 cm de DAP (sin incluir palmeras), de las cuales 8 fueron comerciales, 18 no arbóreas y 79 no comerciales. Las familias más importantes, en orden decreciente, fueron: Fabaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Sapotaceae y Rubiaceae. Las especies comunes para las fajas fueron 24, caracterizadas en gran parte por ser esciófitas totales como, chocolatillo (*Guatteria* sp.), cayú (*Bathysa obovata*), chocolatillo macho (*Fusaea decurrens*), huacha (*Iryanthera juruensis*), desconocido (*Chimarrhis hookeri*) y coloradillo (*Hirtella pilosissima*), pero también se encontraron especies del dosel superior como, ambaibo (*Pourouma minor*), charqui (*Eschweilera coriacea*), ojoso colorado (*Helicostylis scabra*), puca puca (*Hyeronima* sp.) y caripe (*Cybianthus comperuvianus*). Las especies comunes anteriormente citadas, también fueron las especies de mayor abundancia para las cuatro fajas, pero cabe añadir entre muchas la presencia significativa de mara macho (*Tapirira guianensis*) y de *Aspidosperma* aff. *marcgravianum*. En la categoría diamétrica mayor a 50 cm, las especies con mayor representatividad fueron jebio (*Enterolobium* sp.), charqui y mara macho, las cuales son especies emergentes del dosel superior que llegan a alcanzar hasta 31 m de altura. Entre otras especies menos abundantes destacan,



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

negrillo (*Ocotea oblonga*), *Sacoglottis mattogrossensis*, puca puca y copaibo (*Copaifera reticulata*). También es importante resaltar la presencia muy significativa, de pachiuilla (*Socratea exorrhiza*), pachiuaba (*Iriartea deltoidea*) y majo (*Oenocarpus bataua*), palmeras comunes para las cuatro fajas, con un promedio de 90/ha mayores a 10 cm de diámetro. La más abundante fue pachiuilla, seguida de la pachiuaba y el majo, respectivamente.

ANÁLISIS DE LA REGENERACIÓN NATURAL ANTES DEL APROVECHAMIENTO

Antes del aprovechamiento, la regeneración natural (>a 50 cm de altura y < a 5 cm de DAP) estaba representada en 32 familias con 68 especies, de las cuales 18 especies arbóreas eran del dosel superior de estos bosques y solamente 4 especies fueron comunes para las cuatro fajas, dos esciófitas totales, "chocolatillo" y "huacha" y dos arbustivas coloradillo (*Hirtella* sp.) y *Actinostemon amazonicus*. Especies que aparte de ser comunes, también fueron las más abundantes. Las especies de mayor interés comercial no fueron comunes y se encontraban prácticamente suprimidas. Sin embargo, es importante destacar la presencia de especies maderables como laurel (*Nectandra* sp.), negrillo (*Nectandra microcarpa*), caripe, ojoso colorado (*Maquira guianensis*), coquinos (*Pouteria* spp.) y otras más. Algunas plántulas superaban los 3 m de altura y estaban representadas, en su mayoría por especies esciófitas totales y pioneras (chocolatillo, huacha, *Aparisthium cordatum*, *Cecropia* spp.)

De las 68 especies encontradas; 5 eran comerciales (Cuadro 1), 46 no comerciales y 17 no arbóreas. En la categoría de no arbóreas, se consideraron arbustos y pequeños arbolitos del dosel inferior, que generalmente no superan los 5 m de altura. La densidad promedio en las cuatro fajas fue de 0.50 plantas/m². Las cinco especies más abundantes, ninguna de ellas comercial, representaron el 40% del total de individuos. La mayor densidad por especie fue de 0.065 plantas/m² (chocolatillo). Las especies comerciales estuvieron representadas solamente por el 5% con una densidad de 0.025 plantas/m².

ANÁLISIS DE LA REGENERACIÓN NATURAL DESPUÉS DEL APROVECHAMIENTO

Un año después del aprovechamiento (1992), la regeneración natural aún continuaba instalándose y todavía se podían observar muchas áreas sin ningún tipo de plántulas (en unas fajas más que en otras). En este sentido, los resultados de la primera evaluación no fueron suficientes como para determinar la influencia de los diferentes anchos de apertura de las fajas. Sin embargo, la regeneración ya establecida (> a 50 cm de altura) proveniente de semillas y rebrotes de tocones menores a 5 cm de DAP, presentó una gran abundancia de plántulas, con individuos que alcanzaban los 3 m de altura. Las especies encontradas fueron 88, de las cuales 23 fueron comunes para las cuatro fajas, esta coincidencia de especies no sólo incluía los característicos árboles pioneros de la zona, sino también algunas especies comunes en claros de bosques tropicales primarios como *Alchornea triplinervia*, *Jacaranda copaia* y varias especies del



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

género *Inga*. Las 88 especies encontradas estuvieron conformadas por 7 especies comerciales (Cuadro 1), 70 no comerciales y 11 no arbóreas, proporciones muy diferentes a la regeneración antes del aprovechamiento.

Cuadro 1. Número promedio de plántulas/ha de especies de importancia comercial para el área de estudio, antes del aprovechamiento (> 50 cm de altura < a 5 cm de DAP) y después del aprovechamiento (> a 50 cm de altura).

Nombre Común	Nombre Científico	1991*	1992	1999
Jebio	<i>Enterolobium</i> sp.	0	48	113
Charqui	<i>Eschweillera coriacea</i>	34	162	196
Mara macho	<i>Tapirira guianensis</i>	0	66	79
Laurel/negrillo	<i>Nectandra</i> spp.	118	604	238
Puca puca	<i>Hyeronima</i> sp.	51	48	19
Gabun, sangre de toro	<i>Virola</i> sp.	17	13	17
Coquino	<i>Pouteria</i> spp.	34	51	60
Isiri, urupi	<i>Clarisia</i> sp.	0	0	4
Especies no comerciales		4780	14147	8425
Total		5034	15139	9150

*Evaluación realizada antes del aprovechamiento.

El promedio de 15,139 plantas/ha encontrado en los cuatro claros (aproximadamente el 4% proveniente del rebrote de tocones < 5 cm de DAP) fue tres veces mayor que la densidad encontrada en la regeneración natural antes de la corta. Las cinco especies más abundantes (ninguna comercial) representaron el 58% del total de individuos. Las especies comerciales estuvieron representadas por el 6.5% del total de los individuos, porcentaje un poco mayor al registrado antes del aprovechamiento. Sin embargo, la densidad fue casi cuatro veces más alta (0.1 plantas/m²). El número de individuos de especies arbustivas no tuvo presencia significativa (1.8%); muy por el contrario las plántulas de especies no comerciales alcanzaron el 92% del total de individuos (Figura 3).

La más alta densidad para las cuatro fajas ocurrió con árboles de especies pioneras, como *A. cordatum*, *Cecropia* sp. y *Cecropia sciadophylla*. Entre las especies maderables, aparte de ser comunes, también se destacaron en abundancia: laurel, negrillo, charqui, *Byrsonima coriacea*, y *Sloanea* aff. *obtusifolia*. Varias otras especies maderables no comunes para las cuatro fajas, tenían buena representatividad ej. mara macho, jebio, puca puca, coquinos, *Rhodostemonodophne kunthiana*, y *S. mattogrossensis*. Si bien muchas especies maderables tuvieron una baja abundancia, su presencia fue más significativa que su baja cantidad, por ejemplo caripe, *Pterocarpus rohrii*, *Swartzia* sp., *Caryocar glabrum* y *Tabebuia* sp., estas dos últimas, provenientes de semillas, no se encontraban antes del aprovechamiento.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

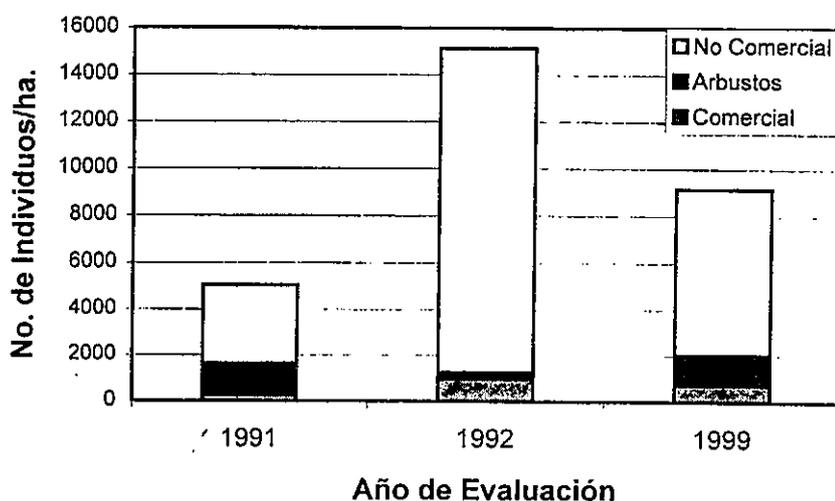


Figura 3. Abundancia de la regeneración natural >a 50 cm de altura y <5 cm de DAP antes (1991) y después de uno y ocho años del aprovechamiento (>50 cm de altura).

Los resultados de la segunda evaluación, después de casi 8 años (1999), muestran la existencia de 111 especies para los cuatro claros (sin considerar 4 especies de palmeras), de las cuales 22 especies eran no arbóreas, 78 no comerciales y ocho comerciales (Cuadro 1). Los análisis estadísticos no muestran diferencias significativas entre el número promedio de especies de las fajas anchas y de las fajas angostas ($X^2 = 0.03$, $P = 0.86$). Del total de las especies, 43 fueron comunes para las cuatro fajas (prácticamente el doble de lo encontrado en la evaluación un año después del aprovechamiento), destacándose entre las más abundantes especies heliófitas como: *Siparuna decipens*, *A. cordatum*, *Xilopia cf. cuspidata*, *A. triplinervia* y *J. Copaia*; sin embargo, aunque menos abundantes, también se encontraron especies comerciales como: laurel, charqui, mara macho, puca puca y jebio.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

La estructura desarrollada por la regeneración, después de ocho años, fue impresionante por el buen establecimiento y el desarrollo vigoroso de muchas especies, llegando en algunos casos hasta 35 cm de DAP. El dosel se encontraba totalmente cerrado por las copas de especies pioneras, diferenciándose dos estratos: uno superior conformado por *C. sciadophylla* y *J. copaia*, con alturas máximas que alcanzaron los 22 m, y un estrato medio de 10 a 15 m de altura, conformado principalmente por *A. cordatum*, *A. triplinervia*, *Cordia ucayalensis* y mara macho. La intensa sombra dentro de las fajas casi no permitió el desarrollo de bejucos o arbustos espinosos. La densidad promedio para los cuatro claros, después de ocho años, fue de 9,150 plantas/ha mayores a 50 cm de altura. Las plántulas no comerciales representaron un 78% del total de individuos, las arbustivas un 14% y las comerciales un 8%, con una densidad de 0.08/m². Asimismo, un promedio de 1625 individuos (17%) pasó los 5 cm de DAP, representados en 42 especies (1 ha), con 12 especies comunes para las cuatro fajas; entre ellas dos especies comerciales: mara macho y laurel. Solamente el 6% de las plántulas comerciales alcanzó un DAP mayor a 5 cm.

Los análisis estadísticos realizados entre el número de individuos ($X^2 = 1.33$, $P = 0.24$) y el número de especies ($X^2 = 0.37$, $P = 0.53$) de plántulas mayores a 5 cm de DAP, de las fajas angostas y anchas, no muestran diferencias significativas; sin embargo, se puede observar que las fajas angostas presentaron un menor número de especies (21) pero un mayor número de individuos (1671). Muy por el contrario, en las fajas anchas existen más especies (27) y una menor cantidad de individuos (1578). Los resultados de calcular el Índice de Valor de Importancia para la regeneración > a 5 cm de DAP, muestran que solamente tres especies conformaron el 54% del IVI total, tanto en las fajas anchas como en las fajas angostas, de las cuales *A. cordatum* fue la más importante para las fajas anchas y *J. copaia* para las fajas angostas. Las diez especies más importantes, para los dos diferentes anchos de las fajas, también conformaron un similar 91% del IVI total, donde 8 especies fueron comunes, resaltándose la presencia de cuatro especies maderables, entre ellas una comercial, mara macho, *Didimopanax morototoni*, *J. copaia*, *Inga* spp. y cuatro pioneras: *A. cordatum*, *C. sciadophylla*, *Alchornea triplinervia* y *Vismia* sp.

ANÁLISIS DE LA REGENERACIÓN POR REBROTES UN AÑO DESPUÉS DEL APROVECHAMIENTO

Aunque los rebrotes provenientes de tocones mayores a 10 cm de diámetro no fueron considerados para los análisis de la regeneración del primer año, es importante conocer que la regeneración vegetativa de 55 especies también contribuyó con la riqueza y abundancia de especies arbóreas regeneradas en las fajas demostrativas; pero lo más interesante, es que de estas 55 especies, 47 también se regeneraron de semillas. Las especies arbóreas que estuvieron sólo representadas por rebrotes fueron: copaibo, *Heisteria* sp., *Licania* sp. Las especies comunes que rebrotaron fueron cuatro: charqui, coquino (*Pouteria bangii*), puca puca y urucucillo (*Sloanea pubescens*). Estas especies, aparte de ser las más abundantes en rebrotes, también se regeneraron



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

a partir de semillas. Otras especies no comunes, pero con una buena representatividad, fueron: mara macho, isigo (*Trattinickia aspera*) y *Rhodostemonodophne grandis*. El porcentaje promedio de los tocones rebrotados fue disminuyendo con el aumento del diámetro. El mayor porcentaje de tocones rebrotados para las cuatro fajas (46%), se encontró en la categoría diamétrica de 10 a 15 cm y el menor (3%) se ubicó en la categoría mayor a 50 cm. Las familias mejor representadas fueron: Sapotaceae (*Pouteria* spp.), Lecythidaceae (charqui), Lauraceae (varios géneros), Rubiaceae (especialmente *Chimarrhis hookerii*), Elaeocarpaceae (*Sloanea* spp.) y Euphorbiaceae (especialmente *Hyceronima* sp.).

DISCUSIÓN

El aprovechamiento en fajas a tala rasa es un sistema monocíclico e intensivo, donde cada año sólo se corta una pequeña fracción de bosque, permitiendo que los claros se cierren, a diferencia del aprovechamiento selectivo de baja intensidad, que requiere la intrusión humana de extensas áreas no intervenidas con el paulatino deterioro del bosque (Fredericksen 1998). Los sistemas monocíclicos son más fáciles de manejar, permiten el aprovechamiento de un mayor volumen, y de acuerdo a resultados obtenidos por Hartshorn (1989) y Pariona (1997), inducen el establecimiento de una buena regeneración natural. Sin embargo, aparte de encontrar un mercado para la mayoría de especies aprovechadas, es necesario realizar investigaciones a escala operativa, para conocer los efectos de este sistema de manejo sobre la fauna, la biología reproductiva de las especies y otros componentes del ecosistema.

La inmediata colonización y predominancia de especies pioneras como *Cecropia* spp., *Vismia* sp. y varias especies de Melastomataceas, después de una apertura a tala rasa (Gorchov *et al.* 1993) es un proceso esperado, que forma parte de la dinámica de renovación natural de los bosques tropicales. Sin embargo, de acuerdo a un estudio realizado en Palcazú-Perú estas especies pioneras regeneradas bajo estas condiciones, presentan una mortalidad muy significativa entre el cuarto y quinto año (Pariona 1997) después de haber creado condiciones microclimáticas peculiares, que inhiben su propio repoblamiento pero que permiten el establecimiento de especies características de la siguiente etapa sucesional (Gómez-Pompa y Vázquez-Yanes 1981). Este rápido proceso natural es el que, también, viene observándose en estas cuatro fajas demostrativas instaladas en el Valle del Sacta.

Esta sucesión secundaria o bosque secundario, desarrollado sobre un suelo que no tuvo usos anteriores (cultivos agrícolas o pastos), que ya contenía semillas enterradas y propágulos de plantas, además de la existencia de muchos tocones que posteriormente llegaron a rebrotar, tendrá un grado de recuperación relativamente rápido, porque de acuerdo a Uhl *et al.* (1988) y Nepstad *et al.* (1990) la recuperación de atributos estructurales (biomasa, altura o área basal) es función inversa del grado de degradación del sitio y función directa del nivel de fertilidad del suelo. Asimismo, a nivel florístico, la proximidad de fuentes semilleros y el tipo e intensidad del



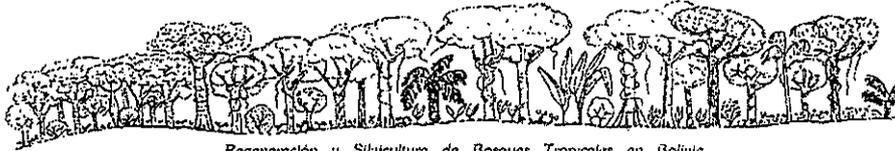
Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

uso anterior del sitio, también determinan la velocidad de recuperación de la composición y riqueza de especies (Uhl *et al.*, 1988). Es importante mencionar que estos bosques, económicamente, son altamente productivos, con tasas de incremento de madera comparables a las de plantaciones con especies de rápido crecimiento (Smith *et al.* 1997).

Un estudio realizado en la Amazonía Venezolana por Saldarriaga (1987), documenta una larga cronosecuencia de la sucesión luego de prácticas agrícolas de tala y quema, desde parcelas abandonadas a bosques maduros. Este autor encontró que durante los primeros 10 a 20 años de la sucesión las especies pioneras dominan, principalmente el género *Vismia*. A los 30 y 40 años, las "especies sucesionales tempranas" son reemplazadas por otras de rápido crecimiento y más persistentes, tales como *Vochysia* sp., *Alchornea* sp. y *Jacaranda copaia*, las cuales llegan a ser dominantes por los siguientes 50 años y, en algunos casos, pueden continuar siendo importantes en los bosques maduros. Los mayores cambios de especies acontecen entre los 40 a 80 años, cuando ocurren eventos significativos, principalmente la apertura de claros del dosel por muerte de árboles dominantes. El autor estima que se requerirán aproximadamente 140 a 200 años para que una parcela abandonada alcance los niveles de biomasa comparables al bosque maduro.

Si efectuamos una comparación con este estudio, por la similitud de especies encontradas, podemos pronosticar que el ciclo de corta para los rodales aprovechados a tala rasa, podría ser hasta tres veces menos de lo que necesita una parcela abandonada (luego de prácticas agrícolas) para volver a recuperar sus atributos estructurales y florísticos originales. Esto puede ser fundamentado por la presencia de una buena regeneración natural y por el rápido proceso natural de sucesión, que viene dándose en estas cuatro fajas estudiadas, donde después de haber predominado los primeros años *A. cordatum* y dos especies de *Cecropia*, a los casi ocho años se puede observar que las especies dominantes son heliófitas durables tales como: *Siparuna decipens*, *Xylopia* sp., *Alchornea triplinervia* y *Jacaranda copaia*. Este proceso probablemente podría ser más rápido, si antes de esperar la caída natural de árboles dominantes se realiza un raleo a un porcentaje del dosel, para favorecer a las plántulas de especies deseables (jebio, charqui, urupi, mara macho) que se encuentran presentes, pero en muchos casos, suprimidas por las especies de rápido crecimiento.

La alta densidad de tallos, provenientes de semillas y de rebrotes, presente en la regeneración natural después de ocho años (9150/ha como promedio para las cuatro fajas, con árboles pioneros que llegan hasta los 22 m y con una regeneración de especies deseables con indicios que continuará incrementándose), ofrece una excelente oportunidad de realizar intervenciones silviculturales, porque aparte de continuar la mortalidad natural de muchos árboles jóvenes pioneros, es necesario liberar a las especies más deseables para crear una densidad óptima de árboles y favorecer su desarrollo. El tratamiento silvicultural más adecuado sería un raleo mediante el anillamiento y la aplicación de un herbicida (para evitar la cicatrización o rebrote), a un porcentaje de las especies heliófitas durables más abundantes, tales como; *Aparisthium cordatum*, *Alchornea triplinervia*, *J. copaia*, *Vismia* sp. y *C. sciadophylla*.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

Teniendo como base las experiencias realizadas por BOLFOR (Pariona y Fredericksen 1999), el costo de este tratamiento, incluida la aplicación de 2,4-D o Roundup no sería mayor a US \$ 0.19/árbol, debido a que los árboles presentan diámetros menores a 35 cm de DAP.

Si bien es cierto que el sotobosque fue limpiado para favorecer las operaciones de tala, el suelo de las fajas no quedó descubierto totalmente, porque las hojas y ramas de los árboles aprovechados, aparte de servir como un colchón protector contra la erosión, también contribuyeron a crear un ambiente adecuado para el establecimiento de cientos de plantines de especies arbóreas y no arbóreas. Este aumento en el número de individuos después del aprovechamiento de las fajas, obviamente se debe al rebrote de muchos tocones pequeños y a la presencia de muchas semillas que estuvieron presentes antes de la apertura o que llegaron del bosque alto circundante. En el caso de las especies pioneras, ellas se regeneraron, casi en su totalidad, por semillas que se encontraban enterradas y que fueron llevadas por el viento o animales de los bosques circunvecinos. Las especies con semillas más pesadas, probablemente llegaron de fuentes más cercanas o rebrotaron de los tocones. Sin embargo, existen especies que no están presentes en los bosques vecinos, especulándose que las semillas de estas especies estuvieron en el suelo cuando se abrió el dosel del bosque o que llegaron en el sistema digestivo de algún animal o adheridas a su cuerpo. En cualquier caso, el tiempo de la corta podría afectar, hasta cierto grado, la composición de la regeneración si coincidiera con la época de mayor fructificación de las especies de bosque primario.

La ausencia de algunas especies en la regeneración natural de las fajas (*Copaifera* sp., *Swartzia* sp., *Ilex* sp. *Sacoglottis* sp.), probablemente sea debida a su baja representatividad antes del aprovechamiento; sin embargo, existen posibilidades de que algunas de estas especies, se encuentren entre los abundantes plantines menores a 50 cm de altura, que no fueron considerados en las evaluaciones realizadas. Pero es importante resaltar que de las 87 especies > a 5 cm de DAP que fueron aprovechadas (sin considerar arbustos y palmeras) 65 especies se encontraron en la regeneración después de ocho años, incluyendo todas las especies de mayor valor comercial de la zona. Asimismo, de las 24 nuevas especies que aparecieron en su gran mayoría pioneras, es importante destacar la presencia de *Caryocar glabrum*, *Spondias mombin* y *Tabebuia* sp.

Comparando la regeneración de un año y después de ocho años del aprovechamiento, se observó que las especies no comerciales, a pesar de haberse incrementado en número de especies, al octavo año disminuyeron su abundancia en un 14%, debido a la muerte altamente significativa de individuos de especies pioneras como *Cecropia* spp. (99%), *Cecropia sciadophylla* (95%), *Vismia* sp. (80%) entre otras. En cambio, el porcentaje de las no arbóreas se eleva un 12%, originado principalmente por la aparición de nuevas especies. Las plántulas comerciales presentaron una pequeña disminución de la densidad a los ocho años, sin embargo no desapareció ninguna especie y muy por el contrario, se incrementó una nueva (*Clarisia* sp.). Si asumimos que



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

no existió un reclutamiento de nuevas plántulas, la mortalidad promedio, desde el primer al octavo año, fue de un 40% aproximadamente.

Los diferentes anchos de las fajas no demostraron diferencias significativas en la estructura y composición florística de la regeneración después de 8 años, pero se puede observar que las especies dominantes de las fajas angostas están conformadas por *Jacaranda copaia* y *Alchornea triplinervia* y las especies más importantes de las fajas anchas son *Aparisthium cordatum* y *Cecropia sciadophylla*. Estas dominancias tienen cierta similitud con la regeneración encontrada en las fajas abiertas a tala rasa en Palcazú-Perú (Pariona 1997), donde la mayor concentración de dominancia fue debido a *Jacaranda copaia*. Esta especie de rápido crecimiento es muy común en los claros naturales y, en muchos lugares, es comercializada por su madera de buena calidad y fácil trabajabilidad (Saldías *et al.* 1994, INIA 1996).

CONCLUSIONES

El sistema de aprovechamiento en "fajas a tala rasa", aplicado demostrativamente, brindó condiciones favorables para el rápido establecimiento de una adecuada regeneración natural de árboles nativos comerciales y no comerciales, demostrando que estos tipos de bosques son muy dinámicos y que la mayoría de las especies comerciales de la zona (heliófitas durables) tienen una alta dependencia de las aperturas del dosel para su óptima regeneración.

Si bien, en los primeros años, se observó una fuerte dominancia de especies pioneras en la regeneración natural de las fajas, también se estableció una cantidad significativa de individuos de especies comerciales que, paulatinamente, incrementa en dominancia y puede producir un rodal de alto valor comercial. Asimismo, el desarrollo de especies comerciales puede acelerarse por medio de raleos, eliminando las especies pioneras que dominan el dosel.

El número de individuos y el número de especies, con relación a la variación de los anchos experimentados, no mostraron diferencias significativas. La recuperación de la composición y los atributos estructurales del bosque establecido en las fajas a tala rasa ocurre muy rápidamente (111 especies, hasta 35 cm de DAP y 22 m de altura en 8 años). La composición florística de la regeneración en fajas no difiere significativamente de la del bosque original.

Se requiere investigar, en escala operativa, los efectos de este sistema de manejo en otros componentes del ecosistema, tales como la fauna, la biología reproductiva de las especies, etc., con el objeto de entender mejor este modelo de aprovechamiento, el cual, prudentemente aplicado, se percibe como una opción de manejo forestal sostenible en los trópicos.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

AGRADECIMIENTOS

Al Biodiversity Support Program - WWF y al Proyecto BOLFOR por el financiamiento para la realización del presente estudio. A los Doctores Henk Van Der Werf y Carlos Reynel por su colaboración en la identificación de las muestras botánicas, al personal administrativo y docente de la ETSFOR por el apoyo logístico brindado en el Valle del Sacta y al Dr. Todd Fredericksen por el tiempo dedicado a la revisión y recomendaciones del presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Curtis J.T. y R.P. McIntosh. 1950. The interrelation of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31: 434-455
- Delgado, D., B. Finegan, N. Zamora, P. Meir. 1997. *Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica*. CATIE Serie Técnica. Informe Técnico No. 298, Costa Rica. 43 Pp.
- Devoe, N.N. 1989. *Differential seeding regeneration in openings and beneath closed canopy in sub-tropical wet forest*. Ph. D. Disertación. Yale University, New Haven, CT, EEUU. 307 Pp.
- Fredericksen, T.S., D. Rumiz, M.J. Justiniano y R. Aguape. 1999. Harvesting free-standing figs for timber in Bolivia: potential implications for sustainability. *Forest Ecology and Management* 116 : 151-161.
- Fredericksen, T.S. 1998. Limitations of low-intensity selective logging for sustainable tropical forestry. *Commonwealth Forestry Review* 77: 262-266.
- Gómez-Pompa, A. y C. Vásquez-Yanes. 1981. Successional studies of a rain forest in Mexico. En: D.C. West, H.H. Shugart, y D.B. Botkin (Eds.). *Forest Succession: Concepts and Applications*. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 246-266.
- Gorchov, D.L., F. Cornejo, C. Ascorra y M. Jaramillo. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio* 107/108: 339-349.
- Guamán, A. 1992. *Estudio de suelos de la reserva forestal Chore - Sacta*. 15 Pp.
- Gullison, R.E., S.N. Parfil, J.J. Strouse, y S.P. Hubbell. 1996. Ecology and management of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in the Chimanes Forest, Beni, Bolivia. *Botanical Journal of the Linnean Society* 122: 9-34
- Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12: 23-30.
- Hartshorn, G.S. 1989. Application of gap theory to tropical forest management: Natural regeneration on strip clear-cuts in the Peruvian Amazon. *Ecology* 70: 567-569.
- Hartshorn, G.S. y W. Pariona. 1993. Ecological Forest Management in the Peruvian Amazon. En: C.S.Potter, J.I. Cohen y D. Janczewski (Eds.). *Perspectives on Biodiversity: Case Studies of Genetic Resource Conservation and Development*. AAAS Press. Washington DC. Pp. 151-166.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

- INIA 1996. *Manual de Identificación de Especies Forestales de la Subregión Andina*. Lima, Perú. 489 Pp.
- MACA. 1975 *Mapa Ecológico de Bolivia*. Memoria explicativa. Ministerio de asuntos campesinos y agropecuarios. La Paz. 310 Pp.
- 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: 263-273.
- Nepstad, D., C. Uhl y E.A. Serrão. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures (Paragominas, Para). En: A.B. Anderson. (Ed.). *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Utilization of Amazon Forests*. Columbia University Press, New York. Pp. 215-229.
- Pariona, W. 1992. *Regeneración natural en fajas demostrativas un año después de su aperturamiento, Valle del Sacta*. UMSS, Cochabamba. Proyecto Chimoré-Yapacaní, Subproyecto Protección de Recursos Naturales. Santa Cruz, Bolivia.
- Pariona, W. 1997. Regeneración natural después de cinco años en fajas aprovechadas a tala rasa Valle del Palcazú-Perú. En: BOLFOR, CIFOR, IUFRO. (Eds.). *Memoria del simposio internacional sobre posibilidades de manejo forestal sostenible en América tropical*. Santa Cruz, Bolivia. Pp. 206-213.
- Pariona, W. y T. S. Fredericksen. 1999. Rendimientos y costos de ensayos de tratamientos silviculturales en bosques manejados de Bolivia. *Boletín BOLFOR* 18: 5-6.
- Pinto, E. 1982. *Estudio Pluviométrico del Departamento de Cochabamba*. Tesis para obtener el título de Ingeniero Agrónomo. Facultad de Ciencias agrícolas. Universidad Mayor San Simón, Cochabamba. 150 Pp.
- Saldarriaga, J. G. 1987. Recovery following shifting cultivation. A century of succession in the upper Rio Negro. En: C.F. Jordan (Ed.). *Amazonian Rain Forest. Ecosystem Disturbance and Recovery*. Ecological Studies. Vol. 60. Springer Verlag, New York. Pp. 24-33.
- Saldías, M., J. Johnson, A. Lawrence, R. Quevedo y B. Garcia. 1994. *Guía para Uso de Árboles en Sistemas Agroforestales Para Santa Cruz, Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia. 188 Pp.
- Smith, J., C. Sabogal, W. de Jong y D. Kaimowitz. 1997. *Bosques Secundarios Como Recurso Para el Desarrollo Rural y la Conservación Ambiental en los Trópicos de América Latina*. CIFOR, Indonesia. 31 Pp.
- Uhl, C., R. Buschbacher y E.A. Serrão. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.