

SILVICULTURA DE BOSQUES LATIFOLIADOS HÚMEDOS CON ÉNFASIS EN

AMÉRICA CENTRAL



Editores:
Bastiaan Louman
David Quirós
Margarita Nilsson

101476

CATIE

SILVICULTURA DE BOSQUES
LATIFOLIADOS HÚMEDOS
CON ÉNFASIS EN

AMÉRICA CENTRAL

Editores

Bastiaan Louman
David Quirós
Margarita Nilsson

CATIE
Turrialba, Costa Rica
2001

CATIE
ST
MT-46

El CATIE es una asociación civil, sin fines de lucro, autónoma, de carácter internacional, cuya misión es mejorar el bienestar de la humanidad, aplicando la investigación científica y la enseñanza de posgrado al desarrollo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. El Centro está integrado por miembros regulares y miembros adherentes. Entre estos miembros se encuentran: Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, República Dominicana, Venezuela, el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) y el Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA) de Puerto Rico.



© Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, 2001

ISBN 9977-57-359-X

634.9

S587 Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central / eds Bastiaan Louman, David Quirós, Margarita Nilsson. - Turrialba, C.R. : CATIE, 2001.

265p. ; 27 cm. - (Serie técnica. Manual técnico / CATIE; no. 46)

ISBN 9977-57-359-X

1. Silvicultura - América Central 2. Bosque Tropical Húmedo - América Central 3. Ecología forestal - América Central 4. Manejo forestal - América Central I. Louman, B., ed. II. Quirós, D., ed. III. Nilsson, M., ed. IV. CATIE V. Título VI. Serie

Publicación patrocinada por la Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE) a través del Proyecto Transferencia de Tecnología y Promoción de la Formación Profesional en Manejo de Bosques Naturales (TRANSFORMA)

Contenido

Agradecimiento	7
Presentación	9
Capítulo 1 Introducción	13
1.1 Bosque húmedo tropical	13
1.2 Bosques primarios y secundarios	15
1.3 Silvicultura	16
1.4 Por qué silvicultura de los bosques tropicales húmedos	17
1.5 Bibliografía	18
Capítulo 2 Bases ecológicas	21
2.1 Clima, suelos y topografía en la formación de bosques	22
2.1.1 Precipitación y temperatura	22
2.1.2 Suelo y topografía	24
2.2 Tipos de bosque	26
2.2.1 Clasificación de zonas de vida según Holdridge	26
2.3 Ecología de poblaciones	31
2.3.1 Mortalidad y fecundidad	33
2.4 Gremios ecológicos	35
2.4.1 Estrategias de reproducción	36
2.4.2 Los gremios	37
2.5 Organización en los bosques tropicales húmedos de bajura	40
2.6 Composición florística	41
2.6.1 Factores ambientales que influyen en la composición florística	41
2.6.2 Factores biológicos que influyen en la composición	46
2.7 Estructura horizontal	57
2.7.1 Área basal	60
2.8 Estructura vertical	62
2.9 Competencia	64
2.9.1 Competencia intraespecífica	65
2.9.2 Competencia interespecífica	66
2.10 Procesos dinámicos	67
2.10.1 La sucesión	67
2.10.2 Crecimiento	68
2.11 Bibliografía	75
Capítulo 3: Sistemas silviculturales	81
3.1 Sostenibilidad y buen manejo	87
3.1.1 Es sostenible el manejo en La Tirimbina Rain Forest	88
3.2 Selección de un sistema silvicultural	89
3.2.1 Sistemas y objetivos de los propietarios	89
3.2.2 Composición florística y sistemas	90
3.2.3 El papel del bosque	92
3.3 Los primeros sistemas silviculturales en los trópicos	93
3.3.1 Corta limitada por diámetro mínimo	93
3.3.2 Reducción del período entre cosechas	94
3.4 Sistemas monocíclicos	95
3.4.1 Bosques bajos	96
3.4.2 Bosques altos y sistemas de regeneración natural	96
3.4.3 Sistemas monocíclicos de mejoramiento	100
3.4.4 Ejemplos de sistemas monocíclicos en América Latina	101

3.5	Sistemas policíclicos.....	104
3.5.1	Sistemas de enriquecimiento	105
3.5.2	Sistemas de mejoramiento	107
3.5.3	Sistemas de entresaca	111
3.5.4	Sistemas policíclicos en América Central	113
3.5.5	Tendencias en el desarrollo de sistemas silviculturales policíclicos	115
3.6	Pasos principales en la planificación silvicultural	118
3.6.1	Funciones del bosque, objetivos del manejo y de la silvicultura	118
3.6.2	Selección del sistema silvicultural.....	119
3.6.3	Consideraciones para el aprovechamiento.....	122
3.6.4	Bases para la planificación de los tratamientos silviculturales	123
3.7	Bibliografía.....	127
Capítulo 4	Tratamientos silviculturales	133
4.1	Introducción	133
4.2	Tipos de tratamientos silvícolas.....	134
4.2.1	Cosecha o aprovechamiento.....	134
4.2.2	Liberación.....	136
4.2.3	Refinamiento	139
4.2.4	Saneamiento o mejora.....	141
4.2.5	Raleo	141
4.2.6	Corta de lianas	143
4.2.7	Plantaciones de enriquecimiento.....	143
4.2.8	Corta del dosel medio (dosel protector).....	146
4.2.9	Tratamiento al suelo	146
4.2.10	Claros y limpieza bajo dosel.....	147
4.3	Respuesta a los tratamientos.....	148
4.3.1	Sitios de investigación y metodología	148
4.3.2	Efecto sobre la estructura horizontal.....	149
4.3.3	Mortalidad y reclutamiento	150
4.3.4	Crecimiento diamétrico	151
4.4	Bibliografía.....	153
Capítulo 5	Técnicas silviculturales	157
5.1	Introducción.....	157
5.2	Principales técnicas silviculturales usadas en el trópico.....	157
5.2.1	Anillado.....	157
5.2.2	Perforaciones	164
5.2.3	Tala o corta.....	166
5.3	Monitoreo del grado de desvitalización de la vegetación tratada.....	168
5.4	Envenenamiento de árboles no deseables.....	168
5.5	Bibliografía.....	173
Capítulo 6	Levantamiento de información y toma de decisiones	177
6.1	Inventario forestal.....	177
6.1.1	Inventario total	178
6.1.2	Muestreo.....	179
6.1.3	Representatividad	179
6.1.4	Confiabilidad	186
6.1.5	Formularios de campo.....	198
6.1.6	Presentación de los datos.....	199
6.1.7	Interpretación.....	202
6.2	Muestras silviculturales	216
6.2.1	El muestreo diagnóstico.....	216

6.2.2 Muestreo de remanencia.....	221
6.2.3 Muestreo de la estructura horizontal.....	222
6.2.4 Muestreo de la regeneración.....	224
6.3 Parcelas Permanentes de Medición.....	224
6.4 Bibliografía.....	227
Capítulo 7 Análisis financiero del manejo de bosques.....	231
7.1 Bases conceptuales del análisis financiero.....	231
7.1.1 Análisis financiero.....	231
7.1.2 Costos variables y fijos.....	231
7.1.3 Costos en efectivo y no en efectivo.....	232
7.1.4 Ingresos en efectivo y no en efectivo.....	232
7.1.5 Indicadores financieros.....	232
7.1.6 Tipos de análisis financieros.....	236
7.2 Objetivo y utilidad del análisis financiero en el manejo de bosques.....	237
7.3 Limitaciones del análisis financiero.....	239
7.3.1 Limitaciones de información.....	239
7.3.2 Limitaciones metodológicas.....	240
7.4 Metodología propuesta.....	241
7.4.1 Definición del nivel de análisis financiero.....	242
7.4.2 Métodos para recopilar los datos.....	245
7.4.3 Conjunto mínimo de variables de costos e ingresos.....	246
7.4.4 Estructura de costos.....	247
7.4.5 Estructura de ingresos.....	249
7.4.6 Herramientas para el análisis.....	249
7.4.7 Procedimientos para el análisis financiero.....	249
7.5 Aplicación de la metodología propuesta para el análisis financiero de bosques naturales.....	252
7.5.1 Análisis al nivel de aprovechamiento forestal.....	253
7.5.2 Análisis al nivel del manejo forestal.....	255
7.5.3 Análisis al nivel de empresa forestal.....	259
7.6 Bibliografía.....	263
Anexo	
Docentes Participantes.....	265

Agradecimientos

Deseamos expresar nuestro profundo agradecimiento a los participantes del II y III "Intercambio entre Profesores de Facultades Forestales y Escuelas Técnicas de América Central", por su participación, aportes y revisión al documento. A los rectores, decanos, y/o directores de las universidades, facultades y escuelas por el apoyo brindado a este proceso. A la Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE) por el patrocinio de estos intercambios y el financiamiento para la elaboración y publicación del manual.

Portada

Hemos querido, con la portada de este manual, hacer un homenaje a Ian D. Hutchinson, silvicultor de reconocida trayectoria en los bosques tropicales (Foto ángulo superior izquierdo). El área más importante del trabajo de Ian fueron los inventarios forestales y su interpretación, y la silvicultura. En el CATIE trabajó desde 1987 hasta 1995. Se destacó por su participación en numerosos cursos de capacitación en silvicultura y manejo forestal para estudiantes de toda América tropical. A la vez, estableció sitios demostrativos en silvicultura en Costa Rica, Guatemala, Honduras y Belice. Los conocimientos y enseñanzas aportadas por Ian a la silvicultura tropical, siguen siendo un punto de partida importante para todos aquellos que quieran aprender y aportar al manejo sostenible de los bosques tropicales. Su espíritu de trabajo, su energía y su compromiso con los bosques tropicales, se manifiesta en el movimiento de la fotografía.

Presentación

El Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) ha estado involucrado en la enseñanza de profesionales forestales desde que el IICA iniciara su escuela de postgrado en 1942. Desde entonces, el ámbito forestal ha cambiado considerablemente, y con ello, la oferta de enseñanza forestal a nivel universitario. A la fecha, existen 14 diferentes escuelas forestales en América Central; cada una con sus propios programas de enseñanza y currículos.

Desde 1997, CATIE pretende sistematizar sus experiencias de más de una década de investigación en aspectos silviculturales, y aplicarlas a situaciones operacionales en los diferentes países de América Central. El proyecto TRANSFORMA, financiado por la Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE), ha sido el principal encargado del apoyo a la diseminación y aplicación de estas experiencias a situaciones en bosques latifoliados tropicales de Honduras y Nicaragua. Los proyectos CATIE-CONAP y Olafo lo han sido para Guatemala.

Durante este período de mayor intercambio de experiencias entre forestales de los diferentes países de América Central, se encontró, por un lado, una riqueza insospechada de experiencias de trabajo en bosques latifoliados, y por otro lado, que los forestales, egresados de diferentes escuelas parten de bases muy diferentes. Muchos derivaron sus conocimientos de estudios y experiencias en pinares; otros tenían una base principalmente agrícola, pero la mayoría sentían la necesidad de actualizarse y mejorar su acceso a información reciente sobre experiencias regionales.

Así fue como nació la idea de fortalecer el intercambio entre los profesores forestales, para que puedan actualizar sus conocimientos; mejorar el acceso a información adecuada y sistematizar y estandarizar la base de sus enseñanzas forestales. Como parte de este proceso, TRANSFORMA inició una serie de intercambios con profesores de ocho escuelas forestales de América Central. En el segundo encuentro (noviembre 1998), se decidió preparar un documento básico para la enseñanza en silvicultura en las universidades, como actividad prioritaria del proceso.

El presente texto es el resultado de esta decisión, y fue elaborado con base en un documento inicial de Juvenal Valerio, del Instituto Tecnológico de Costa Rica, con el apoyo de todos los participantes en el tercer intercambio realizado en junio 1999 en Managua, Nicaragua.

Bastiaan Louman
Unidad de Manejo de Bosques Naturales
CATIE



Capítulo 1

Introducción

- 1.1 Bosque húmedo tropical
- 1.2 Bosques primarios y secundarios
- 1.3 Silvicultura
- 1.4 ¿Por qué silvicultura de los bosques tropicales húmedos?
- 1.5 Bibliografía

Bastiaan Louman

Enriquecimiento con caoba por miembros de las comunidades Copén y Paya en Honduras.
Foto: Bastiaan Louman

Introducción



Este texto busca estandarizar la enseñanza básica para los profesionales forestales de la región centroamericana, y estimularlos a adaptar los conocimientos generales a las situaciones locales. Tomando en cuenta la dinámica del manejo de bosques naturales tropicales, se ha tratado de presentar, por un lado, la información esencial para poder entender la silvicultura de estos bosques; por otro lado, se ofrecen ejemplos de investigación aplicada que facilitarán a los forestales, esperamos, continuar el proceso de aprendizaje en los bosques donde trabajan, actualizando de manera continua sus conocimientos.

Antes de entrar en el análisis de la ecología de los bosques y sus especies, y antes de presentar los conocimientos que nos ayudan a manipular estos bosques para nuestro beneficio a corto, mediano y largo plazo, presentaremos una revisión de las diferentes definiciones de bosque húmedo tropical y de la silvicultura.

1.1 Bosque húmedo tropical

El bosque siempre ha aguijoneado la imaginación humana. En todos los continentes existen culturas que asignan un valor místico-religioso al bosque o a componentes del bosque. ¿Quién no conoce historias de árboles o lugares santos, o de serpientes u otros animales, equivalentes a espíritus ancestrales?. El deseo de complacer a estos espíritus ha salvado a muchos lugares boscosos de ser convertidos en áreas agrícolas.

A menudo, las creencias tratan de fenómenos que no se han podido explicar: la desaparición sin rastro ninguno de un joven, por ejemplo, o la curación de un pariente cercano de una enfermedad desconocida, después de haberse encontrado frente a un animal feroz. De igual manera, el bosque tropical húmedo, con sus interacciones complejas entre plantas y animales, sigue siendo un fenómeno inexplicable para la mayoría de personas.

La enorme riqueza de especies y formas de vida en el bosque tropical húmedo (BTH) y sus interacciones son una de las características más evidentes de estos bosques, pero que a la vez dificultan su definición y clasificación. No sin razón las autoridades en silvicultura tropical, como Richards (1976), Lamprecht (1990) y Oldeman (1990), prefieren dar una caracterización de los BTH antes que proponer una definición estricta que ni logra captar toda la variabilidad de los BTH, ni se puede aplicar en la práctica.

Para el propósito del presente texto, se sigue el criterio de estos autores pero, además, agregamos algunos criterios prácticos que nos permiten definir límites a nuestra área de trabajo.

Los autores mencionados tienen en común su visión del bosque como un sistema dominado por árboles, los cuales interactúan entre sí y con otros organismos cuya presencia y mezcla son determinadas, en buena medida, por el sitio (clima y suelos). Los

La riqueza en especies y formas de vida son una de las características más importantes de los bosques tropicales húmedos



bosques tropicales húmedos se encuentran, entonces, dentro de la zona climática húmeda tropical (precipitación de más de 1500 mm/año, temperatura promedio anual superior a 18°C), y pueden variar por diferencias en variables climáticas (temperatura, precipitación) y en características del suelo (drenaje, pH, profundidad).

Otras características de los BTH son:

- La cantidad de especies es abundante; rara vez se encuentran menos de 40 especies arbóreas por hectárea, las cuales alcanzan un dap >10 cm (Richards 1976). Lamprecht (1990) habla de 60 a 80 especies por hectárea, y en Costa Rica se han encontrado más de 100 especies por hectárea (Delgado *et al.* 1997).
- Los árboles son similares en apariencia, generalmente con tallos rectos y delgados, que se ramifican cerca de la cima, con gambas grandes y una corteza delgada y lisa (Richards 1976).
- La mayoría de plantas tienen hojas grandes, de consistencia dura, color verde oscuro y con bordes enteros (Richards 1976).
- Las diferentes alturas de las especies dan la impresión de que existen diferentes pisos en estos bosques, aunque a menudo no se los puede distinguir claramente porque no forman doseles cerrados (Lamprecht 1990).
- La vegetación herbácea es escasa y a menudo hay poca hojarasca (Richards 1976).
- El crecimiento y la producción de las plantas es continuo, y siempre es posible encontrar plantas con flores (Richards 1976).
- Se ubican en áreas que nunca reciben menos de 100 mm de precipitación por mes durante dos de cada tres años, con una temperatura promedio anual mayor a 24°C y mínima mayor a 0°C (Myers 1980).
- Generalmente ocurren en altitudes inferiores a los 1300 m (Myers 1980).

Las especies animales y sus interacciones entre ellas y con la flora son parte integral del BTH

Aunque estas características se enfocan en la vegetación, se entiende que las especies de fauna, y sus interacciones entre ellas y con la flora son parte integral de los BTH.

También es necesario aclarar que estas características son muy generales y que hay muchas variaciones entre regiones, bosques y fases de desarrollo de un mismo bosque. En los trópicos, por ejemplo, los bosques jóvenes que se desarrollan después de intervenciones fuertes, generalmente tienen una estructura simple, una composición florística diferente y menor riqueza de especies que los bosques naturales maduros.

Los autores mencionados, sin embargo, no definen claramente los límites del bosque: ¿cuándo deja la vegetación de ser bosque y se convierte en otro tipo de vegetación? Con el propósito de evaluar los recursos naturales a nivel regional o nacional, es importante conocer la superficie ocupada por bosques. Para este propósito, la FAO (1996) definió límites en 1990. En el cuadro 1.1 se presenta la traducción de esas definiciones. Los autores de la publicación de la FAO consideran que las clases 1, 2, 6 y 7 pertenecen a la vegetación "bosque" en sentido amplio, y con base en esa clasificación calcularon la tasa de deforestación en el mundo en la década de 1980.

Harcourt y Sayer (1996), a partir de datos de la misma evaluación de recursos forestales de la FAO, calculan el área de BTH en América Central en 11 956 000 hectáreas (incluye Belice).



Cuadro 1.1. Definiciones de tipos de bosques

Clase de cobertura	Altura promedio	Cobertura del dosel	Descripción
1) Bosque cerrado	>5 m	>40%	Formación continua de árboles de origen natural. Tienen dos sub-clases: media densa (40-70%) y muy densa (>70% de cobertura)
2) Bosque abierto	>5 m	10-40%	Formación continua de árboles de origen natural.
3) Arbustos	1 - 5 m	>10%	Vegetación leñosa baja de origen natural
4) Cobertura no leñosa	<10%		Tierra cubierta en menos del 10% con vegetación leñosa
5) Plantaciones	>1 m		Vegetación leñosa de origen antropogénico
6) Bosques fragmentados	>5 m	>10%	10-70% del área cubierta por bosque
7) Barbecho de larga duración	Variable	Variable	Mosaico de bosque maduro, bosque secundario, varias fases de desarrollo de la regeneración natural y áreas cultivadas, las cuales cubren entre 5 y 30% del área total.
8) Barbecho corto	Variable	Variable	Mosaico de bosque secundario joven, varias fases de desarrollo de la regeneración natural y áreas cultivadas, las cuales cubren entre 30 y 50% del área total.

Fuente: FAO 1996 (p. 89).

*El área mínima sobre la cual se aplicó la clasificación fue de 50 ha. Las clases 1, 2, 6 y 7 se consideran componentes del bosque.

1.2 Bosques primarios y secundarios

En el párrafo anterior se trató de definir las características de la vegetación del bosque tropical húmedo primario. Sin embargo, para el manejo puede ser importante distinguir entre este tipo de bosques y los bosques secundarios, ya que cada uno tiene sus propias características ecológicas y puede cumplir con diferentes funciones económicas.

Según Ford-Robertson (1971) y Finegan (1992), los bosques secundarios son aquella vegetación leñosa que crece en tierras abandonadas, después de que su vegetación original fue destruida por la actividad humana.

A nivel mundial, sin embargo, se dan inconsistencias en las definiciones sobre qué es un bosque primario, y qué es un bosque secundario. Wadsworth (1997), por ejemplo, en la definición de bosques secundarios incluye bosques "significativamente disturbados" por causas antropogénicas o naturales durante un período más largo que la vida de los árboles maduros (60-80 años). Según esta definición, todos los bosques maduros pero intervenidos para el aprovechamiento de madera -o sea, la mayoría de los bosques húmedos tropicales de América Central- podrían ser bosques secundarios. El concepto "significativamente disturbado" es ambiguo. Los bosques del Atlántico norte de Honduras no serían, entonces, bosques primarios porque suelen ser afectados por

Bosques secundarios son constituidos por una vegetación leñosa que crece en tierras abandonadas después de que su vegetación original fue destruida



huracanes cada 30 años (Ferrando 1998). Sin embargo, tienen una composición y estructura adaptada a la zona climatológica y a su ambiente físico, y tienen un mosaico de ecounidades¹ en diferentes fases de desarrollo, incluyendo las fases de regeneración y envejecimiento, que son características de los bosques primarios (Oldeman 1990).

Cuando el bosque es modificado para producir madera pero sin remover por completo la vegetación leñosa, se considera que el bosque sigue siendo primario. Aquí, entonces, diferimos de Wadsworth (1997) quien considera que este bosque es un bosque secundario remanente. Al revisar la información publicada sobre bosques secundarios es importante saber con exactitud la definición de bosque secundario aplicada, para no mezclar conceptos.

Los parches de vegetación secundaria dentro de bosques primarios son fenómenos naturales de estos bosques (Whitmore 1984, Oldeman 1990). ¿Cuándo, entonces, este bosque se convierte en un bosque secundario?. Sugerimos mantener el área mínima de 5 ha (FAO 1996) como un criterio; sin embargo, puede ser factible manejar la vegetación secundaria de un parche de menos de 5 ha, o un bosque dominado por parches de vegetación secundaria cada uno de menos de 5 ha, como una unidad de manejo independiente con su propio sistema silvicultural. En este caso, también podemos clasificarlo como bosque secundario.

Si bien los bosques secundarios, según Finegan (1992), crecen muy rápido en extensión e importancia, en este texto no los discutiremos en detalle. Para una descripción de su ecología y potencial para la producción de madera referimos al lector a la publicación de Finegan (1992).

1.3 Silvicultura

Ford-Robertson (1971) considera que la silvicultura es la ciencia y el arte de cultivar el bosque y sus posibles productos, con base en el conocimiento de la historia de vida y las características generales de los árboles y rodales; especialmente, las características de sitio. El sistema silvicultural es un proceso que sigue principios silviculturales aceptados, durante el cual se cultivan, cosechan y renuevan los productos forestales de un bosque (Ford-Robertson 1971).

Lamprecht (1990) no define la silvicultura en general sino su papel en el manejo de bosques anteriormente no manejados; así, la considera como una domesticación, o “todas las medidas tendientes a incrementar los rendimientos económicos de los rodales, hasta alcanzar cuando menos un nivel que permita su manejo sostenible no deficitario” (p. 119).

Según Oldeman (1990), la silvicultura implica una planificación a largo plazo con base en información científica, con la intención de llevar el bosque a un estado deseado por un grupo meta.

La silvicultura es el arte de cultivar el bosque para llevarlo a un estado deseado para ciertos fines económicamente rentables

¹ Ecounidad = la unidad de vegetación que inició su desarrollo en el mismo momento y en la misma superficie.

Para nuestros fines, aplicaremos la definición de Ford-Robertson (1971), tomando en cuenta que se cultiva el bosque para llevarlo a un estado deseado por ciertos grupos meta (Oldeman 1990) y que las actividades sean económicamente rentables (Lamprecht 1990).



1.4 ¿Por qué silvicultura de los bosques tropicales húmedos?

Los BTH son bosques que cumplen muchas funciones ecológicas en diferentes niveles geográficos; estos bosques, sin embargo, rápidamente pierden terreno (Myers 1980, Repetto 1988, FAO 1996). Las razones para la deforestación y degradación de estos bosques son complejas e incluyen la situación socioeconómica de los países. Además, las políticas gubernamentales de muchos países, en relación con la explotación forestal y usos competitivos de las tierras boscosas, pueden incentivar la deforestación. Estas políticas a menudo están basadas en una sobre-estimación de los beneficios de la extracción industrial de madera y una sub-estimación del valor de otros productos y funciones del bosque (Repetto 1988).

Los resultados de esta situación se ven en pérdidas económicas a nivel nacional y regional (desperdicio de recursos, costos excesivos, disminución en ingresos para los gobiernos), pérdidas ecológicas (degradación de suelos, agua, ecosistemas, pérdida de hábitats para especies de flora y fauna) y pérdidas sociales (desplazamiento de grupos indígenas) (Repetto 1988).

No hay una solución sencilla al problema de la deforestación. Mucho tiene que ver con el mejoramiento de la situación económica de los países en vías de desarrollo y sus poblaciones rurales. Por esta razón, uno de los objetivos de la silvicultura debe ser contribuir a aumentar los ingresos de la población local y de los propietarios de los bosques. En el mismo sentido, el reconocimiento del valor de las diferentes funciones de los bosques tropicales también contribuirá a reducir la deforestación y degradación de los bosques.

Reconocer las oportunidades que ofrecen los bosques, sin embargo, es solo el inicio. Una vez reconocidas estas oportunidades y elegidas las mejores para cada bosque, es importante buscar la vía más efectiva, económicamente viable y ecológica y socialmente aceptable de su ejecución. Si las oportunidades están en un mejor uso de la materia vegetativa del bosque (generalmente madera, pero podrían ser semillas, cáscaras, plantas herbáceas) la silvicultura será una estrategia importante para mantener y aprovechar estas oportunidades. Dentro del marco actual de conocimientos ecológicos, económicos y sociales, la silvicultura enseña a manipular la vegetación para obtener una producción mejorada y continua de los bienes y servicios deseados. La silvicultura vincula la ecología del bosque a las necesidades de manejo y uso económico del mismo.

La silvicultura es una estrategia para optimizar el aprovechamiento del bosque y así contribuir a un mejor uso de la tierra



En este capítulo hemos:

- Explicado el objetivo del texto
- Caracterizado el bosque húmedo tropical
- Descrito cómo difiere el bosque secundario del bosque primario
- Definido la silvicultura y explicado por qué es necesaria

1.5 Bibliografía

- Delgado, D., Finegan, B., Zamora, N., Meir, P. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica: cambios en la riqueza y composición de la vegetación. CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico No. 298. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales No. 12. 43 p.
- FAO. 1996. Forest Resource Assessment 1990. FAO Forestry Paper 130. Roma. 152 p.
- Ferrando, J.J. 1998. Composición y estructura del bosque latifoliado de la costa norte de Honduras: pautas ecológicas para su manejo. Tesis M.Sc., CATIE, Turrialba, Costa Rica. 71 p.
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico No. 188. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales No. 5. 28 p.
- Ford-Robertson, F.C. de. 1971. Terminology of Forest Science, Technology Practice and Products. The multilingual forestry technology series 1. Washington DC: Society of American Foresters. 349 p.
- Harcourt, C.S, Sayer, J.A. (eds). 1996. The Conservation Atlas of Tropical Forests: The Americas. Simon & Schuster, New York. 335 p.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) Rossdorf, R.F. Alemania. 335 p.
- Myers, N. 1980. Conversion of Tropical Moist Forests. National Academy of Sciences, Washington DC. 205 p.
- Oldeman, R.A.A. 1990. Forests: Elements of Silvology. Springer Verlag, Berlin, F.R. Alemania. 624 p.
- Repetto, R. 1988. The Forest for the Trees? Government Policies and the Misuse of Forest Resources. World Resources Institute, Holmes, USA. 105 p.
- Richards, P.W. 1976. The Tropical Rain Forest: an Ecological Study. University Press, Cambridge, R.U. 459 p.
- Wadsworth, F.H. 1997. Forest Production for Tropical America. USDA Forest Service. Agriculture handbook 710. 563 p.
- Whitmore, T.C. 1984. Tropical Rain Forest of the Far East. Clarendon Press, Oxford, R.U. 341 p.



Capítulo 2

Bases ecológicas

- 2.1 Clima, suelos y topografía en la formación de bosques
- 2.2 Tipos de bosque
- 2.3 Ecología de poblaciones
- 2.4 Gremios ecológicos
- 2.5 Organización en los bosques tropicales húmedos de bajura
- 2.6 Composición florística
- 2.7 Estructura horizontal
- 2.8 Estructura vertical
- 2.9 Competencia
- 2.10 Procesos dinámicos
- 2.11 Bibliografía

Bastiaan Louman
Juvenal Valerio
Wilberth Jiménez

Una comunidad de vegetación puede ser caracterizada tanto por su composición, riqueza y diversidad como por su estructura.
Foto: Proyecto UMBN/CATIE



Bases ecológicas

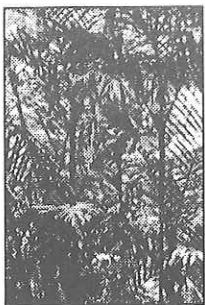
La silvicultura, dijimos, es manipular el bosque con base en el conocimiento de las características y la historia de la vegetación. La definición indica la importancia de los conocimientos ecológicos para poder manipular el bosque y las especies dentro del mismo bosque para fines predeterminados.

Imagínese al dueño de un bosque tropical húmedo que quiere producir madera de buena calidad, para obtener los mayores ingresos posibles en intervalos los más cortos posibles. En su bosque tiene árboles de gavián (*Pentaclethra macroloba*) y cedro (*Cedrele odorata*). Él decide cortar, en una sola vez, toda la madera que hay en el bosque, y por cada árbol cortado plantar tres plántulas nuevas. Para reducir los costos y las perturbaciones al bosque, planta las plántulas inmediatamente después de la corta pues no tiene la intención de entrar de nuevo al bosque antes de la próxima cosecha, la cuál pretende realizar en treinta años. ¿Son realistas los planes del señor?, ¿podrá alcanzar sus propósitos de manera eficiente?. Probablemente no, pues vamos a ver que las características de estas especies, su dinámica y sus interacciones entre sí y con individuos de otras especies son tales que para el gavián no habrá ninguna necesidad de plantar árboles, ya que la regeneración natural suele ser abundante. Sin embargo, sí requiere la selección de árboles con buena forma para asegurar que haya madera aprovechable. Para el cedro, puede ser que plantar sea una buena estrategia, pero no hay ninguna garantía de que las plántulas sobrevivirán; y si lo hacen, no es seguro que crezcan tan rápido como para ser cosechadas en treinta años. En ambos casos, es necesario realizar actividades para promover el establecimiento y crecimiento de la regeneración. Estas actividades serán diferentes, según la ecología de las especies y del bosque.

Vamos a dedicar este capítulo del texto de una manera amplia a las bases ecológicas de la silvicultura y del manejo forestal. Existen obras excelentes en este campo, y no pretendemos aportar nuevos conocimientos, ni repetir lo que ya fue escrito por otros autores con más autoridad (por ejemplo, trabajos clásicos sobre los bosques tropicales como los de Baur 1964, Richards 1976, Whitmore 1984, y sobre ecología de plantas, como Harper 1977, Hutchinson 1978, Mabberley 1983, Leigh 1999, que resume las experiencias de décadas de investigación en la Isla de Barro Colorado en Panamá, y aún sin publicar, los trabajos de Finegan y Delgado 1997 para los cursos de maestría y capacitación en el CATIE).

El objetivo del presente capítulo es resumir los aspectos principales discutidos por estos y otros autores para facilitar el entendimiento de las bases ecológicas de la silvicultura, y luego poder aplicarlas en los capítulos que siguen.

Primero discutiremos los factores que afectan a los bosques a nivel regional y de paisaje (secciones 2.1 y 2.2). De ahí entraremos con más detalles en los componentes de los bosques, agrupándolos en poblaciones (2.3) y gremios (2.4). Discutiremos la organización del bosque (2.5) el contexto de la composición florística (2.6) y estructura (2.6 y 2.7). Terminamos el capítulo con conceptos generales que relacionan las interacciones entre especies e individuos: la competencia (2.9) y a la dinámica del bosque: la sucesión y el crecimiento (2.10).



2.1 Clima, suelos y topografía en la formación de bosques

El clima es uno de los factores principales que afectan la distribución natural de la vegetación (Holdridge 1996, Leigh 1999, Oldeman 1983, Wadsworth 1997). La distribución de los bosques en Latinoamérica, y en América Central en particular, cambió mucho en la prehistoria, debido a variaciones climatológicas, variaciones asociadas con el nivel del mar y movimientos de masas de tierra. Los bosques actuales de América Central probablemente se formaron durante los últimos 10 000 años (Leigh 1999), y han estado sujetos a cambios climatológicos severos más de una vez durante su desarrollo.

Los bosques tropicales latifoliados de América Central se encuentran principalmente en las tierras bajas de los diferentes países, y el principal factor que ha determinado las diferencias a nivel macro es la precipitación (de poco más de 1200 mm/año en Guatemala a más de 4000 mm/año en Panamá, y épocas secas de menos de un mes hasta seis meses); dentro de los países ocurren diferencias principalmente por variaciones en altura sobre el nivel de mar (y consecuente variación de la temperatura) y diferencias en condiciones de suelo. Un factor posiblemente importante en la formación de los bosques latifoliados de América Central es la frecuencia con la cual ocurren huracanes en la zona (Ferrando 1998). En microescala, muchos autores (por ejemplo, Finegan y Delgado 1997) consideran que la ocurrencia o no de ciertas especies tiene que ver con las condiciones del sustrato del micrositio (suelo y topografía) y la calidad y cantidad de radiación solar.

A continuación analizamos cada uno de estos factores y su influencia sobre el bosque y sus componentes vegetales.

2.1.1 Precipitación y temperatura

Los bosques latifoliados de América Central se ubican entre el trópico de Cáncer (a 23°27' latitud norte) y el ecuador (Mapa 1). Su clima es caracterizado por una temperatura relativamente constante durante todo el año, y una época seca de menos de uno a seis meses. Según el sistema de clasificación climatológica de Koeppen, basado principalmente en la precipitación y la temperatura. El litoral Atlántico de América Central -donde se encuentran los bosques de interés para este texto- se clasifica como tropical húmeda, con temperaturas entre 18 y 27 °C y una precipitación mayor a 1800 mm por año. Richards (1952) sugiere que las plantas en regiones con una precipitación mayor a 1600 mm/año son afectadas por la distribución de la precipitación a lo largo del año, y no tanto por la cantidad total. Entonces, diferencias en la duración de la época seca, con meses con una precipitación menor a 100 mm (Sánchez 1982, Wadsworth 1997) pueden causar diferencias en estructura y composición florística entre los bosques tropicales húmedos de la zona.

La duración de la época seca es un factor determinante de la estructura y composición de los BTH

Mapa 1. Ubicación de los bosques latifoliados tropicales de América Central





En la zona de interés para nosotros (bosques 2 y 6 en Mapa 1), el tiempo seco ocurre entre diciembre y mayo, a veces seguido por un período corto de menor precipitación en julio y agosto.

El Cuadro 2.1 muestra ejemplos de especies nativas de América Central y la precipitación y temperatura características en sus ambientes. Varias especies tienen rangos muy amplios, y su presencia o ausencia probablemente se puede explicar mejor por sus requisitos de suelos específicos: por ejemplo, *Cedrela odorata* requiere suelos bien drenados, en tanto que *Carapa guianensis* tolera suelos imperfectamente drenados. Otras especies tienen una preferencia clara por ciertos regímenes de precipitación; *Cedrela* y *Swietenia* casi no se encuentran en zonas sin una época seca marcada, como en la costa atlántica de Costa Rica.

Cuadro 2.1. Algunas especies centroamericanas y condiciones climáticas del hábitat

Especie	ppa* (mm)	Época seca (meses)	Ta**(°C)
<i>Pinus caribaea</i> , var. <i>caribaea</i>	1000-1800	4-6	24-27
<i>P. caribaea</i> , var. <i>hondurensis</i>	900-4000	2-6	20-27
<i>Cedrela odorata</i>	1200-1800	4-5	
(rango óptimo)	2000->3000	2-3	20-27
<i>Ceiba pentandra</i>	800-2500	<6	20-27
<i>Cordia alliodora</i>	1000 4500	<4	20-27
<i>Swietenia macrophylla</i>	1400-3500	<4	20-28

*Precipitación promedio anual

**Temperatura promedio anual

Fuente: Lamprecht 1990

El clima puede afectar la fenología de algunas especies, y así indirectamente influir en la distribución diamétrica de esas especies. Leigh (1999), con base en datos de sus estudios en la Isla de Barro Colorado en Panamá, sugiere que algunas especies siguen el ritmo estacional de lluvia con su ritmo de formar nuevas hojas (por ejemplo, *Anacardium excelsum* cambia su follaje al comienzo de la época seca), de floración (*Trichilia cipo*, *Dipteryx panamensis*, *Chrysophyllum* spp. normalmente florecen al inicio de la época lluviosa) y de germinación (también mayor al inicio de la época lluviosa). Las épocas secas cortas, o más húmedas de lo normal, pueden reducir la floración y causar años de menor fructificación y menor regeneración en las especies que dependen de la época seca para su floración. Esta falta de regeneración en algunos años puede ser una de las causas de distribuciones diamétricas irregulares. Sin embargo, las relaciones causales entre variaciones estacionales y el comportamiento fenológico de algunas especies aún no están muy claras y requieren mayor investigación.

2.1.2 Suelos y topografía

Los factores que más influyen en la calidad de los suelos de los bosques naturales tropicales húmedos en América Central son probablemente el pH y la humedad. El pH afecta la disponibilidad de nutrientes minerales (Sánchez 1982). Un pH bajo reduce la disponibilidad de cationes de calcio, magnesio y fósforo y libera cantidades tóxicas de elementos como hierro, aluminio y manganeso. En la estación experimental de La Selva, Costa Rica se determinó que en suelos con pH menor a 5.5 la disponibilidad de cationes



es menor que en suelos con mayor pH (Sollins *et al.* 1994). Parker (1994) sugiere que en suelos con pH bajo el fósforo es el mineral más limitante, lo que puede afectar el crecimiento de las plantas, dependiendo de los requisitos de cada especie. De manera similar, Herrera y Finegan (1997) encontraron en bosques secundarios en el norte de Costa Rica, que el pH y la presencia de aluminio en el suelo fueron factores importantes en la explicación de la distribución de las especies *Vochysia ferruginea* (suelos más ácidos con mayor presencia de aluminio) y *Cordia alliodora* (menos ácidos, con menor presencia de aluminio). Parece que la diferencia se debe más a la intolerancia por aluminio de *Cordia* que a la preferencia de ese metal por *Vochysia*. Un análisis más detallado realizado por Herrera *et al.* (1999) indicó que *Vochysia* sí se adapta muy bien a condiciones que no son favorables para otras especies arbóreas en términos de fósforo y materia orgánica. Sin embargo, Parker (1994) afirma que todavía falta mucho por conocer sobre las relaciones entre ciclos de nutrimentos y la vegetación.

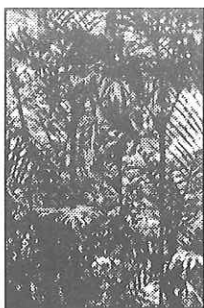
El agua en el suelo constituye, a la vez, una oportunidad para el desarrollo de las plantas y una amenaza. En suelos mal drenados se dan condiciones anaeróbicas que obligan a la vegetación a adaptarse a una disponibilidad baja de oxígeno y niveles tóxicos de hierro y manganeso. Por otra parte, el agua es necesaria para los procesos de transformación y descomposición de la materia orgánica, y es esencial para la germinación y el desarrollo de las plántulas de la mayoría de las especies vegetales de los bosques tropicales. En los bosques tropicales húmedos de América Central, la disponibilidad de agua rara vez es un factor limitante para el desarrollo de las plantas.

La presencia de materia orgánica en el suelo también es muy importante: su formación y descomposición son procesos importantes en la fijación, transformación, almacenamiento y liberación de calcio, nitrógeno y sulfuro (Sánchez 1982), los cuales son indispensables para el desarrollo y mantenimiento de los ecosistemas. Además, la materia orgánica promueve la capacidad de intercambio de cationes, reduce la fijación de fósforo, mejora la estructura del suelo y ayuda en la formación de complejos con micronutrimentos (Sánchez 1982).

El contenido de materia orgánica en el suelo influye positivamente en la capacidad de los árboles de aprovechar los nutrientes

En bosques tropicales la acumulación de materia orgánica varía de 3 a 15 toneladas de materia seca por año, de las cuales 30 a 50% se convierten en carbono orgánico del suelo (Sánchez 1982). La tasa de descomposición de materia orgánica en los trópicos también es muy alta, principalmente debido a las temperaturas altas durante todo el año, que aumentan la actividad de los organismos que descomponen la materia. Para mantener un buen nivel de materia orgánica en el suelo (3-4%, Sánchez 1982) se necesita mantener la tasa de acumulación de materia orgánica, y la tasa de descomposición. La remoción de la cobertura boscosa pone en peligro este equilibrio, ya que reduce la disponibilidad de materia seca y aumenta la temperatura del suelo, con lo que puede aumentar la tasa de descomposición en períodos húmedos. Cuando la remoción del dosel es seguida por el fuego, el efecto sobre la materia orgánica puede ser desastrosa, pues ésta es removida en su totalidad de una sola vez.

Dos componentes de la topografía influyen en la vegetación: la altitud (ver zonas de vida de Holdridge, en este mismo capítulo) y la pendiente. La pendiente puede influir en aspectos del suelo, como la profundidad (mucho menor en pendientes fuertes que en terrenos planos) y el drenaje (generalmente mejor en pendientes que en valles). Ambos casos requieren adaptaciones de la vegetación a las condiciones específicas.



Sheng (1990) recomienda una clasificación de la capacidad de la tierra para la producción agropecuaria y forestal basada en la pendiente, la profundidad de los suelos y en otros factores limitantes (como presencia de piedras, humedad, inundaciones frecuentes). Según su clasificación, todo terreno con pendientes mayores a 30°, o con otros factores que limitan el cultivo de productos agropecuarios, se debe clasificar como de vocación forestal.

En esta sección hemos:

- Destacado la importancia de factores climatológicos, edáficos y topográficos en la formación de los bosques.
- Mostrado cómo la distribución de la precipitación puede tener una mayor influencia sobre los tipos de bosque que la precipitación total por año.
- Discutido el pH y la humedad del suelo como factores importantes en la formación de los diferentes tipos de bosque.

2.2 Tipos de bosque

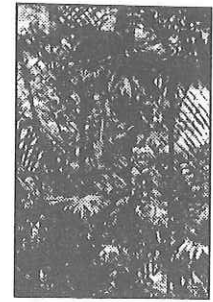
Existen muchos intentos por clasificar los tipos de bosques tropicales. Para la silvicultura y el manejo de los bosques, una clasificación ayuda a distinguir entre áreas de bosques que producen diferentes productos y servicios, tienen potenciales productivos diferentes y/o requieren de diferentes actividades para obtener los productos y servicios. Los bosques secos, por ejemplo, tienen una composición florística diferente de los bosques húmedos, con mayor potencial para la producción de madera dura. Los bosques de montaña tienen mayor importancia en la protección de fuentes de agua; los manglares pueden ser productores importantes de leña, y pueden ser de menor importancia para la producción de madera, pero casi siempre son esenciales para mantener la diversidad de la vida marina.

La clasificación se puede hacer a diferentes escalas: a nivel regional, a nivel de paisaje y aún a nivel local. Para la silvicultura de los bosques húmedos tropicales, la clasificación de principal interés es la regional (por ejemplo, bosques húmedos tropicales, bosques húmedos sub-tropicales) y a nivel de paisaje (diferencias en composición florística por cambios en el drenaje o la topografía). La estratificación que discutiremos en el capítulo de inventarios forestales es la principal aplicación de una clasificación a nivel de paisaje.

Las principales clasificaciones a nivel regional que se han desarrollado para los bosques tropicales aparecen en el Cuadro 2.2.

2.2.1 Clasificación de zonas de vida según Holdridge

Holdridge (1967) realizó estudios ecológicos en Centro y Suramérica, los cuales lo llevaron a desarrollar una clasificación basada en las relaciones entre la fisionomía y complejidad del bosque, por un lado, y los factores determinantes para el desarrollo de la vida: la disponibilidad de energía radiante y de agua en el ecosistema, por el otro lado. Su clasificación ha sido aplicada, entre otros, por Fournier (1993) para Costa Rica, Peralta *et al.* (1987a) para Kuna Yala en Panamá, Tosi (1971) para Panamá y De la Cruz (1982) para Guatemala. Hoy en día es la clasificación más utilizada en América Central.



Cuadro 2.2. Principales clasificaciones de los bosques tropicales

Tipo de clasificación	Clasificación	Principales variables	Autor
Fisionómica	Formaciones climáticas	Tipo de vegetación	Beard (1964)
Climática	Zonas de vida	Calor (biotemperatura), precipitación y humedad (evapotranspiración potencial)	Holdridge (1967)
Biotaxonómica	Formas de vida tropicales	Clima, condiciones edáficas, formas de vida y comunidades	Vareschi (1980)
Fisionómica	Yangambi	Altura sobre nivel de mar, humedad, tamaño y densidad de árboles, tipo de vegetación, régimen hídrico de los suelos	Aubreville (1957)
Fitosociológico		Unidades de vegetación caracterizadas por su composición florística	Braun-Blanquet (1964)*

*Según Lamprecht, el sistema de Braun-Blanquet difícilmente se aplica en los trópicos por la gran diversidad de especies y un conocimiento taxonómico deficiente.

Fuente: adaptado de Lamprecht 1990.

2.2.1.1 Disponibilidad de energía

La disponibilidad de energía depende de la cantidad e intensidad de la radiación solar en un sitio. Se expresa por medio de la biotemperatura, la cual relaciona la disponibilidad de radiación solar en un momento (temperatura) con la duración de la radiación (cantidad, expresada en términos de latitud) (Recuadro 2.1).

El sistema contempla que la energía disponible (T_{bio}) decrece al incrementarse la altura sobre el nivel del mar (menor T) y la distancia desde el ecuador (grados de latitud), de manera que se definen pisos altitudinales o regiones latitudinales, correspondientes a diferentes rangos de biotemperatura promedio anual. Holdridge reconoció seis límites inferiores (Fig. 2.1).

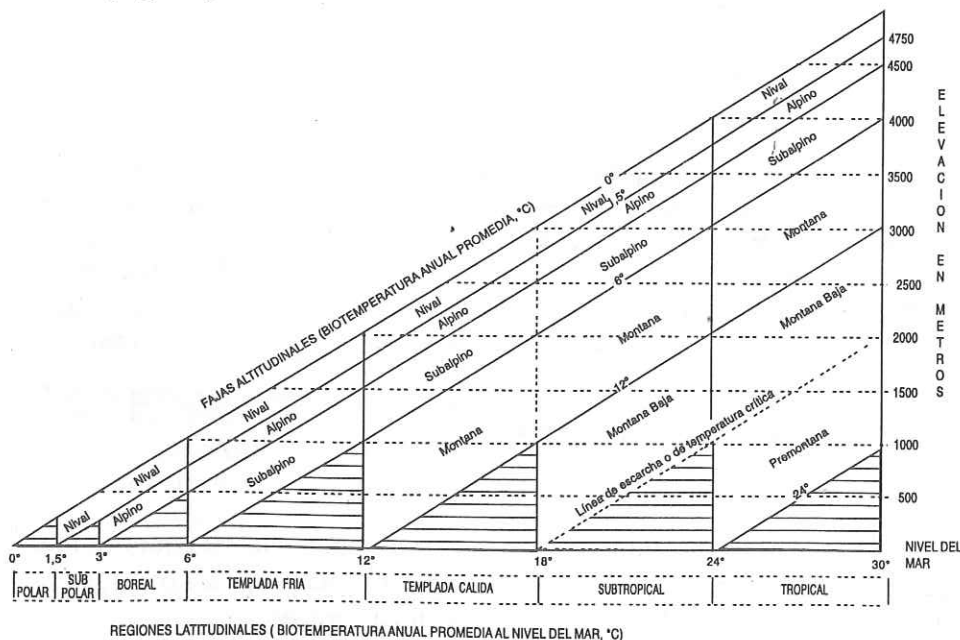


Fig. 2.1. Estratificación entre pisos altitudinales y regiones latitudinales según Holdridge (1996)



2.2.1.2 Disponibilidad de agua

La disponibilidad de agua depende de la cantidad de agua que entre el ecosistema (precipitación) y la que sale (evapotranspiración, ETP). El indicador de disponibilidad de agua se determina dividiendo la ETP por la precipitación (P), ambas expresadas en milímetros:

Indicador de disponibilidad de agua = ETP/P.

En el sistema de Holdridge, la evapotranspiración potencial es una función de la biotemperatura:

$$ETP = 58.93 \times T_{bio}$$

Donde: ETP es la evapotranspiración potencial
 T_{bio} es la biotemperatura

Recuadro 2.1. Cálculos de la biotemperatura y disponibilidad de agua para El Castillo, Nicaragua

$$T_{bio} = t - \frac{[3 \times \text{grados de latitud}] \times (t-24)^2}{100}$$

donde T_{bio} es la biotemperatura
 t es la temperatura mensual promedio

Así se podría, por ejemplo, calcular la biotemperatura de un sitio como El Castillo en el sur de Nicaragua, el cual se encuentra aproximadamente a 11° de latitud y tiene una temperatura mensual promedio de 25.3°C*. Su biotemperatura es:

$$25.3 - \frac{[3 \times 11] \times (25.3-24)^2}{100} = 24.7^\circ\text{C}$$

En el mismo ejemplo, la evapotranspiración se estima en $58,93 \times 24.7 = 1456$ mm/año. La precipitación en El Castillo se estima en 3070 mm/año, lo que resulta en un indicador de disponibilidad de agua de $(1456 \text{ mm}/3070 \text{ mm}) = 0,47$. Según Holdridge (1996) esto significa que El Castillo se encuentra en la provincia de humedad húmeda, donde se esperarían bosques muy húmedos.

*Plan General de Manejo Las Quezadas, Universidad Centroamericana (UCA), Proyecto Madera-Silvicultura, octubre 1995.

Holdridge basa la clasificación por zonas de vida en tres factores climatológicos:
 1. Temperatura
 2. Precipitación
 3. Humedad

La relación entre ETP y P determina las provincias de humedad tal como se muestran en Fig. 2.2. En esa figura se ve como Holdridge relacionaba los tres factores climatológicos en forma triangular, usando escalas logarítmicas.

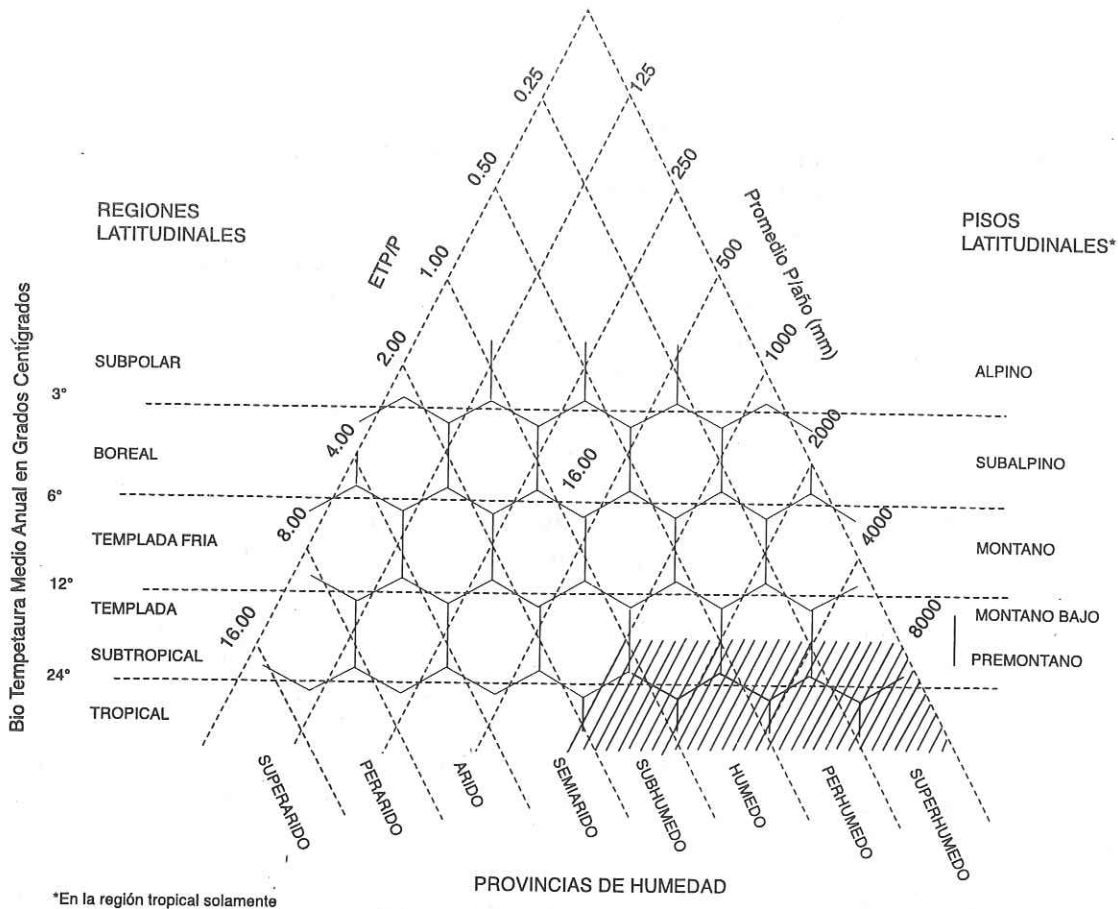


Fig. 2.2. Diagrama de clasificación de zonas de vida (adaptado de Holdridge 1996). En este se relaciona la disponibilidad de energía (biotemperatura) con la disponibilidad de agua (precipitación (P) y evapotranspiración (ETP)). El área sombreada indica las zonas de vida de interés para la silvicultura de bosques húmedos tropicales.

2.2.1.3 Asociaciones

Además de los tres factores climatológicos que Holdridge considera de primera importancia (calor, precipitación anual y disponibilidad de agua), el sistema considera factores ambientales secundarios como suelo, drenaje, topografía, vientos fuertes, nieblas y varios patrones de distribución de la precipitación. Estos, sin embargo, están sujetos a los tres factores anteriores, y sólo se utilizan para subdividir las zonas en unidades menores, las asociaciones. Holdridge (1996, p. 29) define las asociaciones como "...comunidades naturales, que, en condiciones no alteradas, están ocupadas por organismos evolucionados adaptados al medio y que, realmente, se sienten en casa dentro de esas condiciones." Los principales grupos de asociaciones son:

- **asociaciones climáticas:** área ocupada por una comunidad en un suelo y clima típicos de la zona geográfica (lo más común)
- **asociaciones atmosféricas:** área ocupada por una comunidad con un clima no típico de la zona geográfica. Por ejemplo bosques que se encuentran en la sombra lluviosa de cerros aislados.
- **asociaciones edáficas:** área ocupada por una comunidad con un suelo no típico de la zona. Los pinares en la Mosquitia de Nicaragua y Honduras se podrían considerar



como este tipo de asociación, ya que su presencia está, entre otras cosas, determinada por un substrato no muy común para los trópicos, aunque abarca áreas extensas en esta zona.

- **asociaciones hídricas:** área ocupada por una comunidad en terrenos inundables o pantanosos. Por ejemplo los bosques con abundancia de individuos de *Carapa guianensis* en la Mosquitia de Honduras.

Entre las asociaciones atmosféricas se deben incluir aquellas en las que los vientos estacionales fuertes provocan frecuentes caídas de árboles, lo que imprime características particulares a la estructura y dinámica sucesional del bosque. Los bosques ubicados en laderas fuertes, en las que por actividad sísmica o por precipitación fuera de lo normal, se originan deslizamientos se consideran un tipo de asociación edáfica inestable.

2.2.1.4 Importancia de las asociaciones en la planificación de la silvicultura

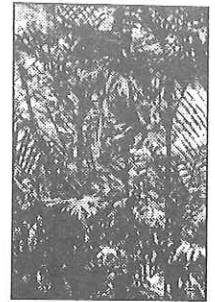
En vista de que las asociaciones presentan una estructura similar al interior, y diferencias con el resto de la vegetación, es conveniente identificar las asociaciones a la hora de levantar información y determinar las clases de manejo del bosque. Estos son los criterios que se deben aplicar en la estratificación de los bosques; en la práctica, sin embargo, rara vez se ha aplicado este tipo de clasificación en el manejo forestal. Estratificaciones como “Bosque joven”- “Bosque maduro” (Honduras), o “Bosque denso”-“Bosque ralo”, contribuyen poco a la información necesaria para el manejo, si no están relacionadas con las características de sitio que influyen en el comportamiento de la vegetación, como las características ya discutidas.

Un buen ejemplo de cómo se podría estratificar lo encontramos en La Mosquitia de Honduras, donde el estrato “Bosque maduro” fue subdividido según la pedregosidad, la textura del suelo y la topografía. Así, resultaron sub-estratos, cada uno con una especie de Meliaceae relativamente abundante. Por ejemplo, la especie caoba (*Swietenia macrophylla*) se encuentra principalmente en el bosque latifoliado de galería y en suelos bien drenados en fajas aledañas a los cerros; el cedro real (*Cedrela odorata*) tiene relativamente alta presencia en el bosque latifoliado maduro de crestas o superficies rocosas, y el cedro macho (*Carapa guianensis*) es abundante en bosque latifoliado maduro de zonas bajas sujetas a inundaciones y con dificultad de drenaje (Proyecto de Desarrollo Comunitario Forestal, Mocerón. 1998). Mas detalles sobre esta estratificación aparecen en el capítulo sobre inventarios.

En esta sección hemos:

- Explicado la importancia de la clasificación de la vegetación.
- Analizado los principios de clasificación en zonas de vida según Holdridge.
- Descrito como la temperatura, la precipitación y la disponibilidad de agua forman las bases para la clasificación en zonas de vida.
- Indicado en cuales zonas de vida se encuentran los bosques húmedos de nuestro interés.

2.3 Ecología de poblaciones



Cada bosque está compuesto por muchos elementos, sean animales, plantas u otros objetos vivos o muertos. Cada elemento contribuye al funcionamiento del bosque como complejo. Para mejor entender el funcionamiento de los bosques tenemos que estudiar los diferentes elementos. La ecología de poblaciones estudia las agrupaciones de elementos: las poblaciones.

Población es una palabra muy usada, tanto en el lenguaje común como en discursos científicos. Su significado, sin embargo, puede variar. Podemos hablar de la población de un país o de una región, refiriéndonos a los habitantes de un área políticamente limitada. En la estadística, la población es un conjunto de objetos de los cuáles se propone medir las características para analizarlas o compararlas con las características de otras poblaciones; pueden ser personas, árboles o cualquier otra cosa. Lo que las definiciones tienen en común es que siempre se refieren a un conjunto de objetos unidos por ciertas características o límites, las cuales son definidas por las personas que estudian la población.

En la ecología y la silvicultura entendemos por población el conjunto de individuos de una misma especie en un sitio determinado. Entre estos individuos debe ser posible el intercambio genético; es decir, que haya polinización entre ellos. En la silvicultura de bosques naturales tratamos de influir específicamente en la composición y estructura de poblaciones de árboles: queremos que la proporción de algunas especies aumente en relación con la proporción de otras, tanto en cantidad (número de árboles por hectárea) como en calidad (área basal y volumen, si hablamos de producción de madera). Esto se puede lograr por medio de la manipulación del nacimiento y mortalidad de individuos.

La ecología de poblaciones es el estudio que nos permite entender mejor los factores que influyen en el nacimiento y la mortalidad dentro de ciertas poblaciones. ¿Qué pasaría, por ejemplo, si iniciamos una pequeña población de hierbas en un terreno recién sujeto a un deslizamiento? Podemos esperar que la población aumente en proporción con su tamaño inicial (rN , donde r es una expresión del crecimiento natural potencial en condiciones sin limitaciones y N el tamaño inicial). El cambio en el tamaño de la población será dN durante el período dt . En fórmula:

$$\frac{dN}{dt} = rN$$

Sin embargo, la población no podrá crecer indefinidamente; en algún momento en el futuro la competencia entre los miembros de la población por nutrientes, luz y/o espacio será tan fuerte que no permitirá el ingreso de nuevos miembros, a menos que otros salgan. Cuanto más cerca de este límite, menor será el crecimiento de la población. Este comportamiento del crecimiento de poblaciones fue dado en una ecuación que expresa que el crecimiento depende de la posibilidad del ambiente de abastecer la alimentación y otros recursos limitados (logística); la llamada ecuación logística de Verhulst y Pearl (Harper 1977).

Una población es el conjunto de individuos de una misma especie en un sitio determinado



Recuadro 2.2. La ecuación matemática del crecimiento de poblaciones propuesta por Verhulst (1839, citado por Harper 1977) y luego confirmada de manera independiente por Pearl y Reed (1920, citados por Harper 1977).

$$\frac{dN}{dt} = \frac{rN(K-N)}{K}$$

La ecuación nos dice que la tasa de crecimiento de la población (dN/dt) equivale a la tasa de incremento potencial por unidad de tiempo (rN), multiplicada por el grado en que la población N se ha alejado de su tamaño máximo posible bajo las limitaciones existentes (K). K ocurre en un sitio donde la mortalidad y la natalidad de la vegetación están en equilibrio.

En la mayoría de los sitios donde trabajamos, los bosques tropicales húmedos poco intervenidos, N estaría cerca de su tamaño máximo (K), por lo que se pueden esperar cambios poblacionales relativamente pequeños.

Los límites de una población pueden ser bastante artificiales. Para la planificación silvicultural, por ejemplo, se puede definir la población de una, varias o todas las especies, o de solo árboles mayores a 50 cm dap (población aprovechable), árboles de 10 cm dap (aprovechables y regeneración establecida), o considerar sólo la regeneración no establecida¹ (por ejemplo, de 30 cm de altura hasta 10 cm dap).

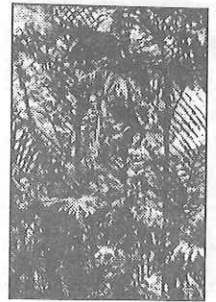
Digamos que un bosque en un sitio específico es un conjunto de poblaciones de diferentes especies, y que el sitio tiene la capacidad de mantener un bosque con un área basal total de individuos mayor a 10 cm dap (K) de 36 m²/ha (una medida que combina número y tamaño de árboles). En este momento, el área basal real (N) es de 35 m²/ha, y el factor $(K-N)/K$ es igual a 0,027. Ahora bien, si N fuera solo 24 m²/ha (por ejemplo, después de un aprovechamiento y tratamientos silviculturales), el factor $(K-N)/K$ sería 0,33. En otras palabras, teóricamente se podría esperar que -en el último caso- el crecimiento de las poblaciones en conjunto será mayor que el crecimiento del primer caso. La ecuación ayuda en entender el efecto de la reducción del área basal sobre el potencial de crecimiento del bosque.

Con base en las experiencias obtenidas en las parcelas de investigación del CATIE en Costa Rica, recomendamos que si se expresa el tamaño de población en términos del área basal por ha², la relación no sobrepasa el valor de 0,4 para los bosques húmedos tropicales en áreas planas y onduladas y un área basal original igual o mayor a 25 m²/ha. En bosques con menor densidad inicial o en áreas montañosas este valor se debe mantener probablemente más bajo, por los riesgos relacionados a la entrada de especies no deseadas (lianas, algunas especies pioneras) y la falta de cobertura vegetal en pendientes. Note, que el resultado de la fórmula es igual al porcentaje de reducción del área basal original. Luego veremos que este es un dato muy importante en la toma de decisiones sobre la intensidad de tratamientos silviculturales (Capítulo 4).

¹ Distinguimos la regeneración establecida de la no establecida, porque experiencias (por ejemplo Swaine *et al.* 1987) han demostrado que la mortalidad natural de individuos menores a 10 cm dap es mucho mayor que la de individuos mayores a 10 cm dap. La regeneración no establecida también es más susceptible a daños por intervenciones.

² Para vegetación con individuos de mas o menos las mismas dimensiones, se puede expresar los componentes de la fórmula también en número de individuos.

La tasa de crecimiento disminuye al aumentar la densidad de la población



La fórmula nos ayuda a describir el crecimiento poblacional, sin embargo, representa una situación idónea, y en la práctica se pueden encontrar muchas desviaciones del crecimiento esperado con base en la fórmula. El crecimiento inicial, por ejemplo, puede ser más lento que lo esperado bajo condiciones sin limitaciones. También, muchas veces una población puede superar temporalmente la densidad máxima establecida inicialmente ($N > K$) sin mostrar tendencias a reducir su tamaño ($N > K$ da un resultado de crecimiento negativo en la fórmula; sin embargo, en la práctica la población se mantiene o sigue creciendo). Esto puede deberse a una capacidad de (micro)sitio superior a la del sitio en general, o también a que temporalmente no aplican algunos de los factores que limitan la capacidad del sitio en tiempos normales. Por ejemplo, en sitios secos, una serie de años lluviosos puede temporalmente aumentar el crecimiento, lo que puede resultar en áreas basales totales mayor al área basal esperada según la capacidad de carga del sitio. Esta situación se corregirá cuando el clima vuelve a su estado normal, y la mortalidad aumentará, hasta que el área basal llegue cerca al punto de su capacidad de carga.

Hay que considerar, además, que la ecuación fue desarrollada para poblaciones de una especie, y no para un conjunto de poblaciones de varias especies. En el caso de los bosques tropicales las poblaciones de las diferentes especies interactúan, así que el crecimiento poblacional de cada especie es afectado por el de las otras especies, lo cual puede ser una de las principales causas de desviación del crecimiento esperado de la ecuación. Por ejemplo, en un sitio agrícola recién abandonado, dos especies de heliófitas durables invaden el terreno (por ejemplo *Vochysia* sp. y *Swietenia macrophylla*). El estrés causado por *Hypsipyla* podría reducir la competitividad de *Swietenia*. Como consecuencia *Vochysia* tiene una mayor capacidad competitiva. Aunque desde el inicio ambas especies encuentran un terreno con recursos abundantes, y ambas especies tienen una estrategia reproductiva dirigida al incremento poblacional rápido (comúnmente llamada estrategia "r"), el crecimiento de la primera especie en términos del número de individuos y del área basal por hectárea podría ser explosivo, como sugiere la ecuación logística, mientras que la otra se queda muy atrás del crecimiento esperado porque no logra competir con otras especies invasoras.

El crecimiento de poblaciones de plantas puede ser impedido por limitaciones temporales, como inundaciones, sequías o vientos fuertes, o por limitaciones locales (disturbios en pequeña escala). Al contrario de las especies de fauna, la mayoría de las plantas no pueden moverse de un lugar a otro para, en caso de agotamiento o falta de acceso temporal a los recursos, buscar otros lugares más favorables. Como consecuencia, este tipo de disturbios puede influir en el crecimiento de la población.

2.3.1 Mortalidad y fecundidad

La constante r incluye efectos de mortalidad (M) y fecundidad (F), mientras que N resume el tamaño de una población y la distribución de sus miembros en diferentes clases de tamaño, cada una con su propia M y F . Es necesario estudiar estos tres factores en más detalle para mejor entender las poblaciones.

La mortalidad generalmente se expresa como la diferencia entre el tamaño de la población en el año x y la del año $x+1$, en porcentaje de la población del año x . La



población del año $x+1$ representa la supervivencia de la población después de un año. Si la población de un bosque es de 500 miembros en el año x , con una mortalidad anual de 1,5%, y suponiendo que la fecundidad es 0 (no hay reclutas), el tamaño de la población en el año $x+1$ será $(1-0,015) \times 500 = 492,5$ miembros. Entonces, después de un año, la supervivencia es 492,5, o sea 98,5%.

La mortalidad puede variar de un año a otro. Solamente si estudiamos durante mucho tiempo una población específica, podremos conocer las tasas reales de mortalidad de la población en diferentes edades o fases de desarrollo. Una mayor precisión se podrá alcanzar si todos los miembros de la población estudiada son de la misma edad (coetánea), como por ejemplo las plantaciones o la regeneración natural después de una tala rasa o de cultivos agrícolas. En este caso, se puede construir una tabla de vida con la edad, supervivencia (absoluta y proporcional) y mortalidad por unidad de tiempo, como variables. El Cuadro 2.3 y la Fig. 2.3 muestran un ejemplo.

Cuadro 2.3. Ejemplo de un tabla de vida de una población coetánea ficticia

Tiempo (años)	Supervivencia		Mortalidad	
	Absoluta	Proporcional %	Absoluta	Proporcional %
0	1000	100	800	80
1	200	20	20	10
2	180	90	2,7	1,5
3	177,3	98,5	2,7	1,5
4	174,6	98,5	2,6	1,5
5	172,0	98,5	2,6	1,5
			34,9	20,1 (1,5/año)
20	137,1	79,9		

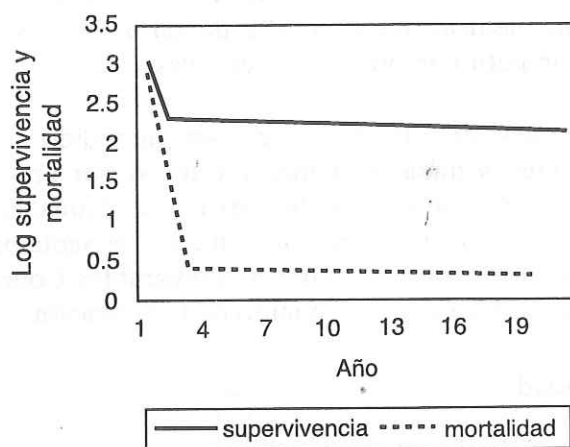


Fig. 2.3. Representación gráfica de los datos de la tabla de vida del Cuadro 2.3

El ejemplo anterior es típico para una población con alta mortalidad al inicio de su ciclo de vida, seguida por una mortalidad constante durante cierto tiempo. Otras poblaciones pueden tener, por ejemplo, una mortalidad constante, o baja hasta llegar casi al final de su ciclo de vida, seguida por una mortalidad alta en los últimos años de su vida.



La mayoría de los bosques de nuestro interés, sin embargo, tienen una mezcla de especies y mezclas de diferentes edades (discetáneo). Afortunadamente, individuos de más o menos el mismo tamaño tienden a tener la misma probabilidad de morir o nacer. En consecuencia, para estudios de mortalidad podemos determinar por cada clase de tamaño, cuáles de los individuos mueren y cuándo. La tabla de vida resultante no representa la mortalidad durante la vida de un grupo coetáneo de individuos de una especie, sino la mortalidad que ocurre en cada clase diamétrica durante un período corto en la vida de un bosque con una cierta composición florística y estructura. Aunque en estos casos difícilmente se puede hablar de una tabla de vida, los datos de, por ejemplo, Peralta et al. (1987b) indican que una representación del promedio de mortalidad y supervivencia por clase diamétrica para todas las especies mostrará una tendencia muy similar a la presentada en el cuadro 2.3.

En esta sección hemos:

- Definido qué es una población.
- Descrito la dinámica de poblaciones en relación con la capacidad de carga del sitio en donde se encuentra la población.

2.4 Gremios ecológicos

El comportamiento de los organismos en la naturaleza responde a la interacción de las características genéticas y de los factores ambientales; esta combinación permite diferentes expresiones de comportamiento que forman un continuo, más que manifestaciones discretas; por esto se dice que: "...en la naturaleza no hay ni negros ni blancos sino diferentes matices de gris".

Tradicionalmente, se han definido grupos ecológicos que permiten, en cualquier bosque, reconocer y agrupar especies que poseen características biológicas y ecológicas similares. Budowski (1965), Rollet (1974) y Denslow (1980), entre otros, han basado sus clasificaciones en la tolerancia a la sombra; o sea, la capacidad de las plantas para fotosintetizar con bajos niveles de radiación lumínica. Siguiendo la misma línea, Mabberley (1983) y Whitmore (1984) dividen los árboles básicamente en dos grupos: pioneros (o nómadas) y tolerantes a la sombra (especies clímax). Mabberly (1983) caracteriza los pioneros, e indica la variación en la cantidad de iluminación que necesitan las especies que toleran la sombra para estimular su crecimiento. Entre los pioneros también distingue un grupo de pioneros durables, que sobreviven por mucho tiempo y a menudo se encuentran como emergentes del bosque. Lamprecht (1990, p. 69) igualmente distingue diferentes grupos de especies según sus necesidades de iluminación durante su vida:

"...heliófitas, que requieren plena insolación durante toda su vida ... esciófitas, que se regeneran a la sombra del vuelo y poseen eventualmente la capacidad de efectuar allí todo su desarrollo o requieren sombra cuando menos en su juventud ... hemisciófitas, capaces de regenerarse tanto a la luz como a la sombra, pero que ya a una edad temprana requieren plena luz, cuando menos desde arriba."



Finegan y Delgado (1997), con base en una revisión de numerosos autores, proponen una clasificación similar, pero llaman a los grupos “gremios”, los cuales definen como grupos que utilizan uno o varios recursos del medio ambiente en forma similar. Estos gremios agrupan especies que comparten patrones similares de exigencias de radiación lumínica, regeneración y crecimiento.

2.4.1 Estrategias de reproducción

Se identifican dos estrategias de reproducción: la de “producir más hijos de menor estatura” y la de “producir menos hijos de mayor estatura” (Finegan y Delgado 1997). La primera es propia de especies en sitios donde el tamaño de la población (N) está lejos de llenar la capacidad de carga (K) del sitio. El resultado de $(K-N)$ en la fórmula de la sección anterior es grande, y por ende el efecto de la tasa intrínseca de reproducción de la población (denominada r en la misma fórmula) es grande también. A menudo encontramos esta relación en sitios agrícolas abandonados e invadidos por especies como las del género *Cecropia*. Rápidamente forman una cobertura vegetal, pero una vez cerrado el dosel superior y llegando a diámetros mayores a 20 cm, el crecimiento diamétrico y en área basal por ha disminuye. La segunda estrategia se presenta más en especies comunmente ubicadas en sitios donde la capacidad de carga casi está completa: N es casi igual a K , y aún valores grandes de r no pueden cambiar mucho en el tamaño de la población (por ejemplo *Minuartia guianensis*). Por estas características se denominan las estrategias “ r ” (la primera) y “ K ” (la segunda).

Gremios son grupos de especies que tienen un comportamiento similar en el uso de los recursos del medio ambiente

Cuadro 2.4. Características de las estrategias de reproducción de especies forestales

Factor	Estrategia “ r ”	Estrategia “ K ”
Clima	variable, impredecible	constante, predecible
Mortalidad	no se relaciona con la biología de las especies; se debe más bien a catástrofes u otros factores externos	externos dirigida por procesos fisiológicos
Supervivencia Tamaño poblacional	Probable, relativamente corta variable en el tiempo; generalmente bajo el nivel de capacidad de carga (K)	probable, especies longevas más o menos constante en el tiempo; poblaciones con densidades cercanas al nivel de la capacidad de carga
Competencia	en general, especies no buenas competidoras a nivel interespecífico	hábil para competir a nivel intra e interespecífico
Longevidad	vida corta	Longevas
Crecimiento	rápido	Lento
Reproducción	temprana, alta y continua	tardía, baja y dispersa
Semillas	generalmente pequeñas	más grandes
Porte	bajo, cuerpo pequeño	mayor tamaño
Distribución	errática	uniforme en su ámbito ecológico
Ejemplo	<i>Cecropia obtusifolia</i>	<i>Dialium guianensis</i>

Las especies que presentan la estrategia “ r ” generalmente durante la mayor parte de su ciclo de vida tienen un crecimiento poblacional poco limitado por los recursos y se caracterizan por una producción abundante de semillas; capaces de dispersarse eficientemente a la espera de encontrar un ambiente adecuado (generalmente un claro) para establecerse; mortalidad poco predecible e independiente de la competencia;



crecimiento rápido y vida corta. Las especies de la estrategia "K" crecen gran parte de su vida bajo condiciones de recursos limitados; generalmente toleran la sombra, aunque esto no significa que no aprovechen mayores cantidades de luz para su crecimiento óptimo; son más competitivas y tienen una dispersión de semillas limitada. Entre estos dos extremos hay muchas especies que han adaptado diferentes aspectos de ambas estrategias. El Cuadro 2.4 resume las características de las dos estrategias.

2.4.2 Los gremios

La agrupación en gremios propuesta por Finegan (1993) y Finegan y Delgado (1997) cae muy bien dentro del concepto de las dos estrategias, aunque el principal determinante de esa agrupación es el comportamiento de las especies ante las gradientes ambientales más importantes dentro de los ecosistemas boscosos: luz y suelo. En los bosques tropicales, el factor luz es el más limitante para una regeneración exitosa. En consecuencia, los gremios principalmente se refieren al factor luz en su nomenclatura. Los autores mencionados contemplan tres gremios:

Heliófitas efímeras: especies intolerantes a la sombra con características típicas de especies de la estrategia "r". Generalmente su reproducción es masiva y precoz; el crecimiento es rápido en buenas condiciones de luz y tienen una vida corta; aptas para la colonización de espacios abiertos; las semillas mantienen su viabilidad por largo tiempo, y a menudo se encuentran en los bancos de semillas, tanto en bosques primarios como en áreas cultivadas. Ejemplos de heliófitas efímeras son las especies de los géneros *Cecropia*, *Heliocarpus*, *Ochroma* y *Trema*. Pocas especies comerciales pertenecen a este grupo: *Ochroma lagopus*, *Jacaranda copaia* y *Schizolobium paraybum* son algunas excepciones. En bosques primarios intervenidos o no intervenidos, estas especies generalmente tienen poca presencia y una distribución diamétrica del número de árboles por hectárea en forma de campana, con los individuos concentrados en una a tres clases diamétricas. La Fig. 2.4 muestra un ejemplo de tal distribución para *Cecropia*. Este grupo es comparable con el grupo de pioneras de Maberly (1983) y Whitmore (1984) y las heliófitas de Lamprecht (1990).

La mayoría de las especies comerciales tradicionales, y muchas de las comerciales actuales, son intolerantes a la sombra

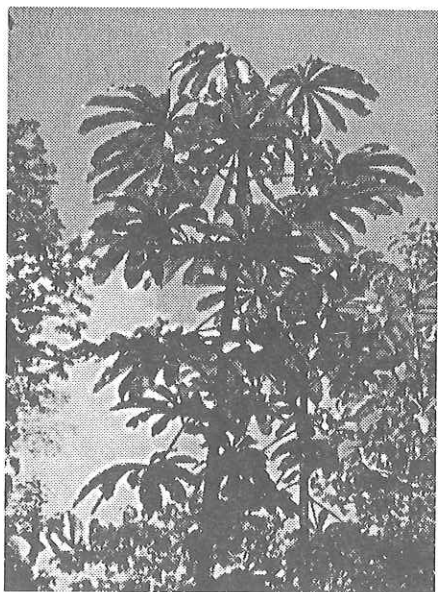


Foto 2.1 *Cecropia* sp., heliófita efímera
Foto: Glenn Galloway

Heliófitas durables: especies intolerantes a la sombra, de vida relativamente larga. Las semillas mantienen la viabilidad por menos tiempo que las heliófitas efímeras. Además de colonizar espacios abiertos, pueden regenerarse en claros más pequeños en el bosque, aunque requieren altos niveles de luz para poder establecerse y sobrevivir. Por ejemplo *Cedrela odorata*, *Ceiba pentandra*, *Swietenia* spp., y especies de los géneros *Qualea* y *Vochysia*. La mayoría de las especies comerciales "tradicionales" (de alto valor) y muchas de las comerciales actuales pertenecen a este grupo ecológico. Muchas veces (pero no siempre), estas especies muestran una distribución diamétrica errática o en cohortes, porque la regeneración depende de disturbios fuertes y entonces no ocurre todo el tiempo, sino a intervalos irregulares.

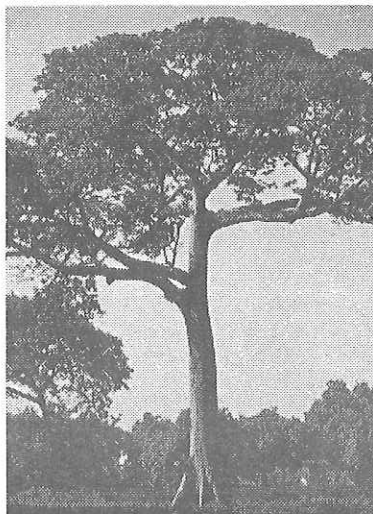


Foto 2.2. *Ceiba pentandra*, heliófila durable
Foto: Rocío Jiménez



Foto 2.3. *Pentaclethra macroloba*, esciófila
Foto: Rocío Jiménez

Esciófitas: especies tolerantes a la sombra, aunque la mayoría de ellas aumentan su crecimiento como reacción a la apertura del dosel. Generalmente tienen un crecimiento más lento que las heliófitas, con mayor esfuerzo asignado a la producción de estructuras permanentes que favorecen una vida larga de los individuos. Las semillas y plántulas de las esciófitas generalmente son de tamaño mediano a grande. Por ejemplo *Virola* spp., *Carapa guianensis*, *Pentaclethra macroloba* y *Minquartia guianensis*. Muchas especies tienen potencial para el mercado de especies no tradicionales, particularmente especies que reaccionan con un crecimiento acelerado al aumento en el nivel de radiación lumínica. Las especies clímax y esciófitas de Mabberly (1983), Whitmore (1984) y Lamprecht (1990) son comparables con este grupo, aunque hay cierto traslape entre estas especies y el grupo de heliófitas durables.

En la Fig. 2.4 se muestra un ejemplo de distribuciones típicas (pero no únicas) en bosques primarios poco intervenidos de especies representantes de cada gremio. La presencia de especies de un gremio u otro en un bosque, a menudo se puede inferir de los inventarios forestales. Por ejemplo, algunos inventarios pueden mostrar distribuciones en cohortes³ de muchas especies, lo que sugiere que son

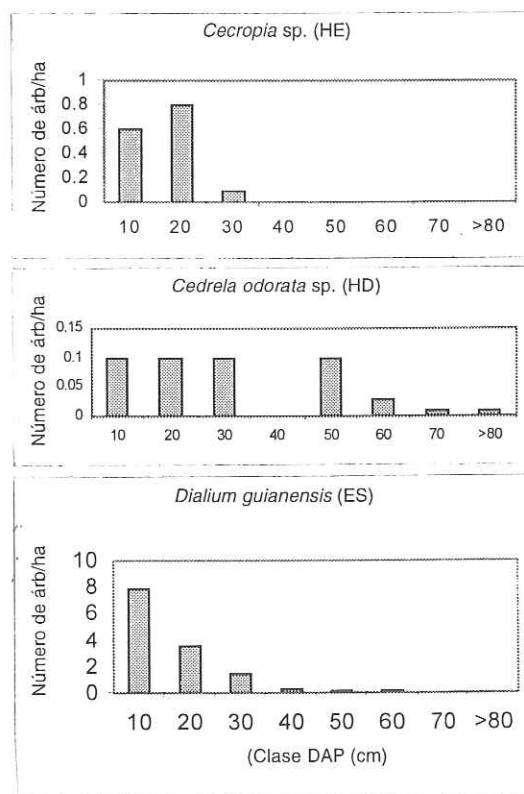


Fig. 2.4. Distribución de especies representantes de los gremios heliófitas efímeras (HE), heliófitas durables (HD) y esciófitas (ES) en un bosque intervenido hace 40 años en la Mosquitia de Honduras.

Fuente: Archivo, CATIE/TRANSFORMA, inventario general basado en 1030 parcelas de 0.1 ha en la Mosquitia de Honduras.

³ Hablamos de cohortes cuando la distribución diamétrica de una población muestra agrupaciones de individuos en una o pocas clases diamétricas. Cada agrupación de individuos con tamaños similares es un cohorte.



especies con comportamiento heliófita; pero esto no siempre es la explicación. La apariencia de cohortes en los datos más bien puede deberse al hecho de que el tamaño de la población muestreada es demasiado pequeño para tener todas las fases de desarrollo de la especie. Este puede ser el caso, por ejemplo, en inventarios de bosques fragmentados, como ocurre a menudo en Costa Rica. También puede ocurrir en bosques donde las áreas de regeneración, o ecounidades, son relativamente grandes. En este último caso, para muestrear todas las fases de desarrollo, el área de muestreo debe ser muy grande.

Es difícil determinar el tamaño del área que se deben estudiar para tener una buena idea de la distribución diamétrica real de las especies. Marmillod (1982), con base en sus experiencias de estudio de un bosque húmedo tropical de la Amazonia peruana, indica que deben ser por lo menos 5 ha. Entonces, la interpretación de inventarios forestales con el fin de identificar el gremio de las especies debe hacerse con mucho cuidado.

La clasificación en gremios sugiere clases de grupos de especies con diferencias bien definidas en cuanto a las exigencias de luz. Sin embargo, en realidad no existen clases discretas, sino un gradiente de niveles de exigencias. La gradiente entre los requisitos lumínicos de las diferentes especies se puede ilustrar por medio del concepto de umbral lumínico: el momento, en el desarrollo de un árbol, a partir del cual la especie requiere mayores niveles de energía lumínica para continuar su desarrollo. En la Fig. 2.5 se esquematiza la situación del desarrollo de diferentes especies. Sobre la línea del umbral lumínico existen condiciones de mayor radiación (luz), mientras que bajo la línea se presentan condiciones de sombra relativa. La figura señala, para diferentes especies, a partir de qué momento durante su vida requieren de mayores cantidades de luz. Por ejemplo, *Cecropia obtusifolia* requiere mucha luz desde la germinación, mientras que *Dipteryx panamensis* puede germinar y crecer a la sombra, pero necesita un aumento en luz para pasar de latizal a fustal. Obsérvese que no hay una clara agrupación de especies, y que ocurren especies en todos los niveles del umbral.

El umbral lumínico es el estado de desarrollo a partir del cual el árbol requiere mayor disponibilidad de luz

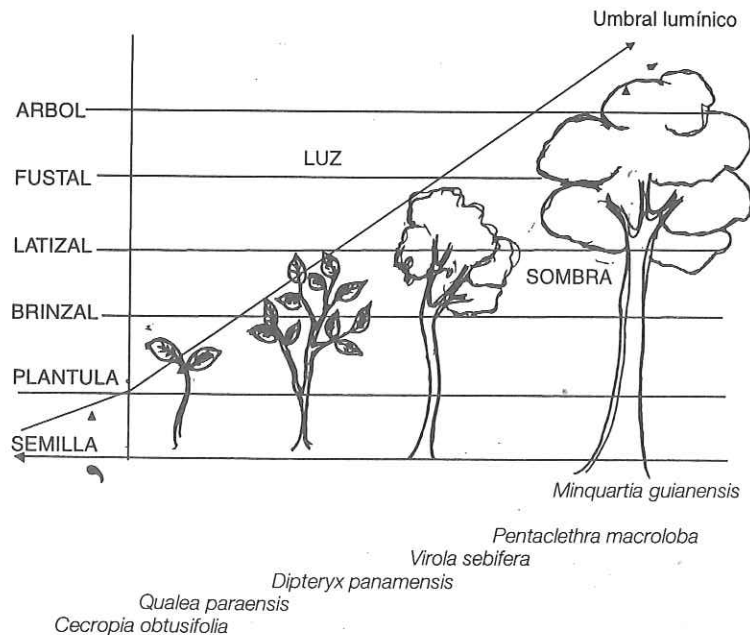
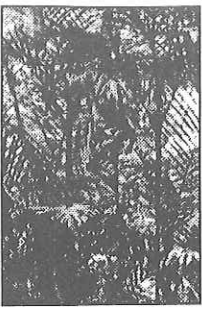


Fig. 2.5. Esquema del umbral lumínico de algunas especies del bosque húmedo tropical



En esta sección hemos:

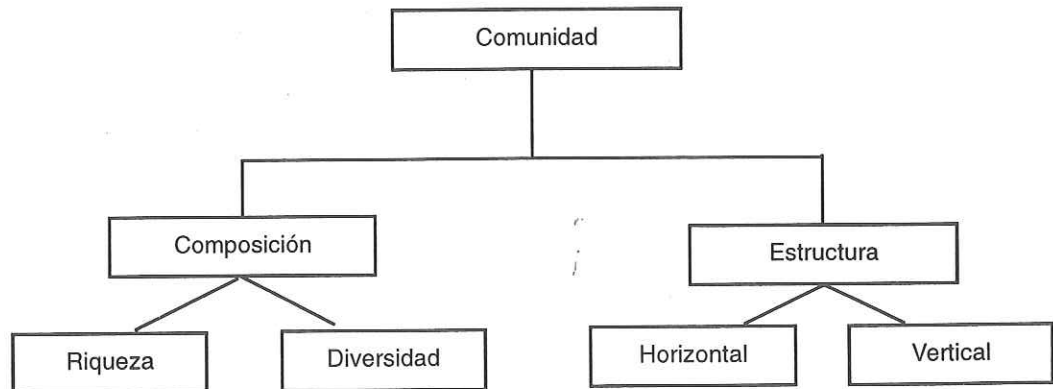
- Definido gremios.
- Indicado que cada especie sigue su propia estrategia de reproducción.
- Clasificado especies según sus estrategias de reproducción.

2.5 Organización en los bosques tropicales húmedos de bajura

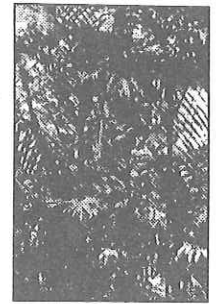
“Cuando miembros de poblaciones de dos especies o más comparten el mismo hábitat, forman una comunidad” (Finegan 1997). La comunidad es la suma de las poblaciones con sus propiedades, más las interacciones entre las poblaciones. De acuerdo con Begon *et al.* (1986, citado por Finegan y Delgado 1997), la comunidad es “un conjunto de poblaciones de especies distintas, que ocurren juntas en el tiempo y el espacio.”

Como se aprecia en el esquema que aparece a continuación, una comunidad de vegetación puede ser caracterizada tanto por su composición, riqueza y diversidad como por su estructura. La primera indica cuáles especies están presentes en el bosque. La riqueza se expresa con el número total de especies, y la diversidad con el número de especies en relación con el tamaño de la población de cada especie. La estructura tiene un componente vertical (distribución de biomasa en el plano vertical) y un componente horizontal (diámetro a la altura de pecho, dap, y su frecuencia).

Esquema 2.1. Principales propiedades de las comunidades vegetativas usadas para su caracterización.



La información sobre la composición y estructura actual del bosque es esencial para poder tomar decisiones sobre el uso futuro del mismo. Para el levantamiento de esta información existen varios métodos (ver capítulo 6 sobre inventarios). En el presente capítulo hemos entrado un poco más en la explicación de ciertas composiciones y estructuras. La ecología de poblaciones y los gremios ecológicos y sus estrategias de reproducción y crecimiento forman parte de la explicación. Además, la competencia y los procesos dinámicos (silvigénesis), tratados en las próximas secciones, también contribuyen a la formación de la composición y estructura del bosque.



2.6 Composición florística

La composición de un bosque está determinada tanto por los factores ambientales, como posición geográfica, clima, suelos y topografía, como por la dinámica del bosque y la ecología de sus especies.

Una de las características de los bosques tropicales húmedos es su alta diversidad de especies vegetales, tanto arbóreas como de otros componentes arbustivos y hierbas. Esta diversidad tiene mucho que ver con el sitio donde se encuentra el bosque. Leigh (1999, pp. 198-203) lo muestra con una tabulación de datos de riqueza de especies de 70 sitios distribuidos por todo el mundo tropical y 14 sitios templados. Estos datos muestran diferencias relacionadas con la altura (generalmente mayor riqueza en sitios bajos que en sitios altos) y latitud (más especies en los trópicos que en bosques templados). Además existen diferencias entre bosques ubicados en la misma zona geográfica. Gallo (1999), por ejemplo, encontró 4 tipos de bosque en la zona atlántica norte de Costa Rica. En esta sección entraremos en detalle en los factores que influyen las diferencias entre bosques de diferentes sitios a lo largo de la costa caribeña de América Central.

2.6.1 Factores ambientales que influyen en la composición florística

2.6.1.1 Clima

Como ya se ha indicado, las “zonas de vida” están íntimamente correlacionadas con variables ambientales como temperatura (biotemperatura), precipitación y humedad. A modo de ejemplo, se pueden comparar dos perfiles de vegetación de dos zonas de vida diferentes (Holdridge et al. 1971). El primer perfil (Fig. 2.6) corresponde a un bosque húmedo premontano transición a basal (bh-PT). En este predominan especies como *Anacardium excelsum*, *Bombacopsis quinatum*, *Cedrela odorata*, *Byrsonima crassifolia*, *Diphysa robinoides*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Luehea candida*, *Lysiloma seemannii* y *Miconia argentia*, entre otras. En el segundo perfil (Fig. 2.7), que corresponde a un bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB), algunas de las especies más características son *Cyathea divergens*, *Cyathea mexicana*, algunas especies de las familias Lauraceae, Melastomataceae y Myrsinaceae, algunas especies del género *Quercus*, y *Ulmus mexicana*, entre otras. Como se aprecia, la vegetación presente en ambas zonas de vida es muy diferente. Aquí los factores climáticos, como altitud, temperatura, precipitación, humedad relativa y radiación solar determinan las diferencias en la vegetación. Conforme nos acercamos a los puntos extremos de los factores climáticos, más acentuadas se hacen las diferencias en la composición; por el contrario, las diferencias tienden a disminuir conforme dos zonas se acercan en relación con dichos factores, salvo cuando median otros factores ambientales, como variaciones debidas a factores edáficos o fisiográficos.

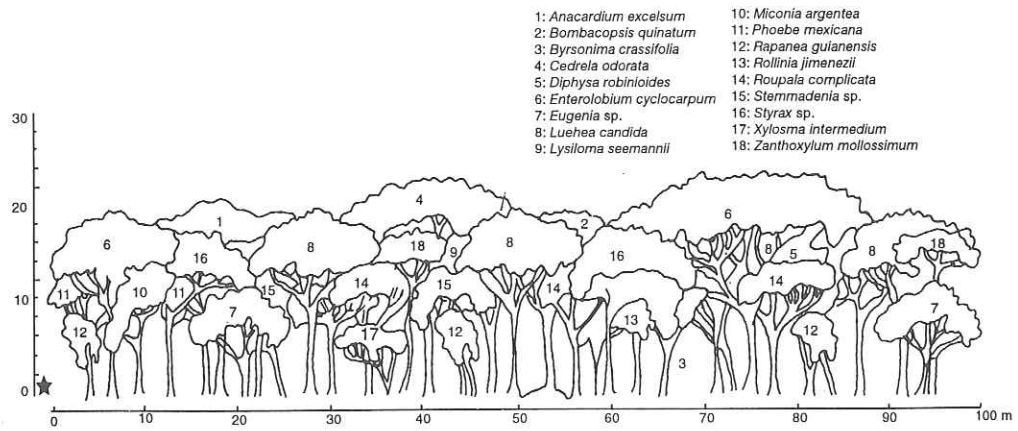
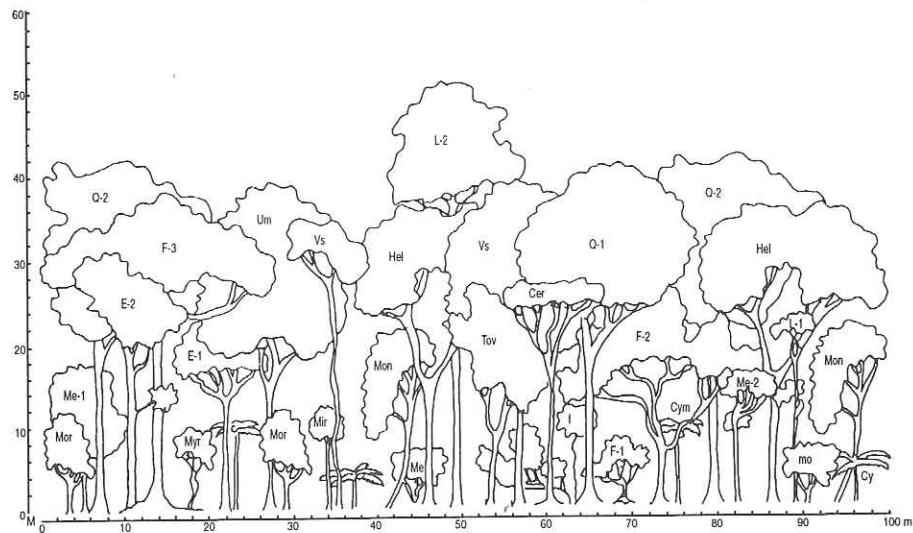


Fig. 2.6. Perfil idealizado de un bosque húmedo premontano transición a tropical (Holdridge et al. 1971)



- | | | |
|--|--|---|
| <p><i>Alchornea costaricensis</i>
 <i>Alnus jorullensis</i>
 <i>Billia colombiana</i>
 <i>Brosimum mammosum</i>
 <i>Casearia</i> sp.
 <i>Cassia</i> sp.
 <i>Cecropia polyphlebia</i>
 Cer <i>Cecropia</i> sp.
 <i>Cedrela tonduzii</i>
 f <i>Celastraceae</i> (no identificada)
 <i>Cestrum panamense</i>
 <i>Clethra gelida</i>
 <i>Clusia alata</i>
 Tov <i>Clusia pithecolobium</i>
 <i>Cornus disciflora</i>
 <i>Cornutia grandifolia</i>
 <i>Croton glabellus</i>
 <i>Cupania</i> sp.
 Cy <i>Cyathea divergens</i>
 Cym <i>Cyathea mexicana</i>
 <i>Dendropanax</i> sp.</p> | <p><i>Engelhardtia mexicana</i>
 E <i>Eugenia</i> sp. (2 spp.)
 <i>Ficus tonduzii</i>
 <i>Ficus torresiana</i>
 F <i>Ficus</i> sp. (3 spp.)
 <i>Guarea</i> sp.
 <i>Hampea</i> sp.
 <i>Heisteria</i> sp.
 Hel <i>Heliconia</i> sp.
 <i>appendiculatus</i>
 <i>Inga punctata</i>
 L <i>Lauraceae</i> (no identificada)
 <i>Mauria</i> sp.
 Mon <i>Monimiaceae</i> (no identificada)
 <i>Meliosma vernicosa</i>
 <i>Miconia</i> sp.
 Mon <i>Monimiaceae</i> (no identificada)
 mo <i>Moraceae</i> (no identificada)
 <i>Myrica arborescens</i>
 Mir <i>Myrsinaceae</i> (no identificada)
 Myr <i>Myrsinaceae</i> (no identificada)
 <i>Nectandra panamensis</i></p> | <p><i>Ochroma lagopus</i>
 <i>Olmedia falcifolia</i>
 <i>Piper</i> sp.
 <i>Pothomorphe peltata</i>
 <i>Protium</i> sp.
 Q <i>Quercus</i> sp. (2 spp.)
 <i>Randia</i> sp.
 <i>Rapanea ferruginea</i>
 <i>Rubicaceae</i> (no identificada)
 <i>Sapium jamaicense</i>
 <i>Sloanea</i> spp.
 Mor <i>Sorocea trophoides</i>
 <i>Tabernaemontana aplebia</i>
 <i>Tovomitopsis</i>
 <i>psychotriaefolia</i>
 <i>Trichilia pittieri</i>
 Um <i>Ulmus mexicana</i>
 <i>Viburnum</i> sp.
 Vs <i>Vriola</i> sp.
 <i>Vitex</i> sp.
 <i>Weinmannia</i> sp.
 <i>Zanthoxylum</i> sp.</p> |
|--|--|---|

Fig. 2.7. Perfil idealizado de un bosque muy húmedo montano bajo (Holdridge et al. 1971)



Otros ejemplos se pueden citar en bosques pertenecientes a una misma zona de vida, pero donde se presenta una gradiente importante en la temperatura (altitud), precipitación o humedad.

2.6.1.2 Clima y altitud

Una forma interesante de analizar el efecto de los factores climáticos sobre la composición del bosque es comparando diferencias de vegetación entre sitios que difieren en clima. La comparación se puede realizar con base en el número de especies por unidad de área (riqueza), gráficamente expresado por las curvas área - especie. Con base en los datos de Orozco (1991) se construyeron las curvas área - especie que aparecen en la Fig. 2.8, para varios bosques localizados en la zona de vida bosque pluvial montano (bmh-M) a alturas entre 2500 y 2900 msnm. La información proviene de un área de 2 ha para cada sitio, donde se encontraron de 22 a 31 especies con individuos con un dap mayor a 10 cm, y entre 17 y 25 especies para 0,8 ha. Delgado *et al.* (1997) encontraron en un bosque de bajura (Fig. 2.9) en la zona de vida bosque muy húmedo tropical (bmh-T) más de 300 especies con dap >2,5 cm en 0,8 ha. El ejemplo muestra una mayor heterogeneidad en la composición de los bosques de tierras bajas que en los bosques de altura.

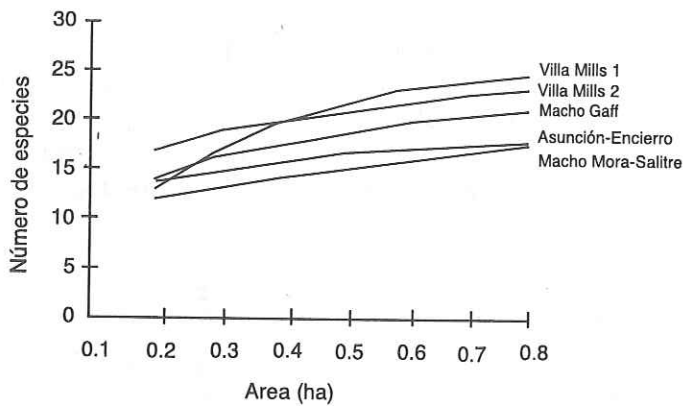


Fig. 2.8. Curva área - especie del conjunto de individuos con dap ≥ 10 cm en varios sitios de la cordillera de Talamanca, Costa Rica, a elevaciones de 2500 a 2900 msnm (adaptado de Orozco 1991)

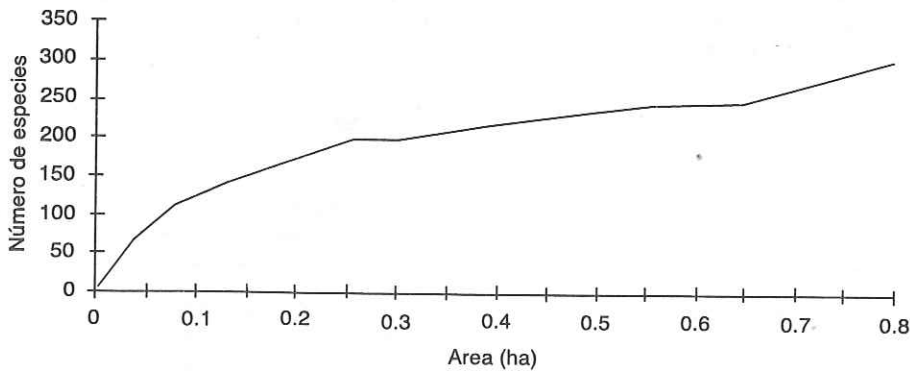


Fig. 2.9. Curva área - especie para la comunidad de plantas con dap $\geq 2,5$ cm en 0,8 ha de bosque primario manejado en La Tirimbina, Costa Rica (Delgado *et al.* 1997)



Liebermann *et al.* (1996) encuentran una tendencia similar en su estudio de la vegetación en las laderas del volcán Barva, Costa Rica. A 100-500 msnm, encontraron más de 100 especies arbóreas por hectárea contando los individuos con dap >10 cm. La riqueza disminuyó con la altura hasta 55 especies a 2000 msnm y solo 29 especies/ha a 2600 msnm.

2.6.1.3 Precipitación

La precipitación también tiene efecto sobre el número de especies encontradas en el bosque; a mayor precipitación, más especies se encuentran. Delgado *et al.* (1997) resumen resultados de varios autores para especies con dap >2,5 cm en 13 sitios en cuatro zonas de vida: hasta 100 especies en 0,1 ha en el bosque tropical seco (748-1533 mm/año); entre 90 y 167 especies en bosque tropical húmedo y muy húmedo (1830-3800 mm/año) y 258 especies en bosque pluvial (9000 mm/año).

2.6.1.4 Viento

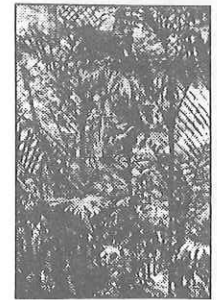
Los vientos fuertes, como huracanes, pueden causar claros muy grandes en los bosques. Los bosques tropicales húmedos de la vertiente Atlántica de Nicaragua, Honduras y Guatemala están sujetos a este tipo de vientos. Cuando una buena parte del bosque es derribada por el viento, se inicia una sucesión secundaria que cambia drásticamente la composición del bosque. Ferrando (1998) encontró, sin embargo, que en un bosque en Honduras, 24 años después del paso del huracán Fifi, la composición florística no fue muy diferente entre sitios afectados y no afectados por el huracán: siete de las diez especies con mayor IVI (Recuadro 2.3) encontrados en cada sitio fueron las mismas en todos los sitios. Posiblemente eso se debe a que la composición y estructura del bosque son el resultado de huracanes frecuentes, de tal manera que muchas especies son tolerantes a vientos fuertes, o tienen una estrategia de reproducción adaptada a estos disturbios.

Recuadro 2.3. Concepto del IVI

IVI = Índice de Valor de Importancia. Se calcula tomando el promedio de la abundancia de especies como porcentaje del número total de tallos dentro de una unidad geográfica (N), el área basal de especies en porcentaje del total dentro de una unidad geográfica (G), y la frecuencia de las especies (proporción de parcelas en la muestra en que cada una está presente) como porcentaje de la suma de todas las frecuencias (F): $(N+G+F)/3$ (Curtis y McIntosh 1950). Camacho y Finegan (1997, p8) encontraron en las parcelas testigos de su experimento en La Tirimbina los siguientes datos para los árboles y palmas con un dap > 10 cm de las cuatro especies más "importantes":

	N	N%	G	G%	F	F%	IVI%
Todos	533	100	23.7	100	330	100	100
<i>Pentaclethra macroleoba</i>	74	14	7.7	32	3	1	47
<i>Ferdinandusa panamensis</i>	49	9	0.9	4	3	1	14
<i>Welfia georgii</i> (Palmae)	22	4	0.4	2	3	1	7
<i>Laetia procera</i>	13	2	0.5	2	3	1	6

Podemos ver que *Pentaclethra* es la especie más importante, con mayor abundancia (N) y dominancia (G). *Ferdinandusa* y *Welfia* también son importantes, pero principalmente debido a su abundancia. Siendo árboles pequeños y palmas, no son muy dominantes. *Laetia*, por otro lado, es mucho menos abundante, pero más dominante que la *Welfia*. Probablemente se podría caracterizar el bosque como un bosque de *Pentaclethra* y *Welfia*, dos géneros que se encontraron también entre los tres más importantes en las otras seis parcelas del experimento en Tirimbina.



2.6.1.5 Suelos

El carácter del suelo es otro factor que influye fuertemente en la composición florística de los bosques. Los suelos presentan condiciones más favorables para algunas especies que para otras, de tal forma que la composición de un bosque en una misma zona climática puede variar dependiendo del tipo de suelo.

Los resultados del trabajo que ha realizado el CATIE en bosque de altura en Villa Mills, Costa Rica (Orozco 1991, Blaser y Camacho 1991) muestran un ejemplo de la influencia del suelo sobre la vegetación. Dos de los sitios estudiados por Orozco (1991) se encontraron en el bosque pluvial montano a 2700 msnm. La Fig. 2.10 representa las especies con mayor importancia ecológica (IVI) en los dos sitios. La principal diferencia se da en la dominancia (IVI de 55,4%) de *Quercus copeyensis* en el primer sitio, y codominancia (IVI de 49%) de *Q. copeyensis* y *Q. costaricensis* en el segundo. Los dos bosques crecen en suelos ácidos de origen volcánico y ricos en materia orgánica. Sin embargo, el segundo bosque (bosque mixto de encino) crece sobre un suelo con una capa delgada de óxido de hierro entre suelo y subsuelo (Placandept), mientras que el suelo bajo el primero (bosque de roble blanco) no tiene tal capa (Dystrandept) (Blaser y Camacho 1991). Estos últimos autores también indican que la diferencia en suelos se refleja en la presencia de bambúes *Chusquea talamancensis* en Placandept y *C. tomentosa* en Dystrandept.

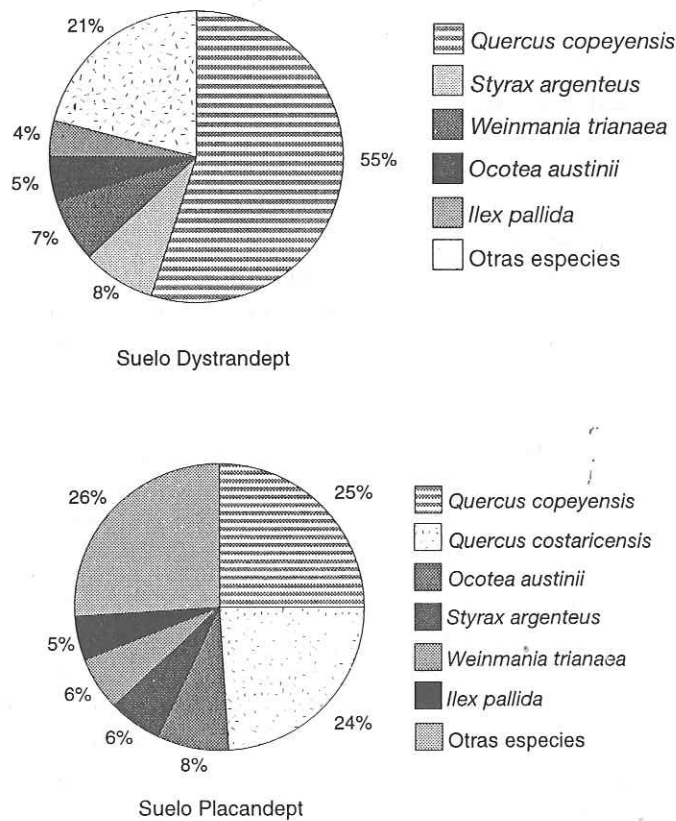


Fig. 2.10. Representación porcentual del Índice de Valor de Importancia (IVI) del conjunto de individuos con dap \geq 10 cm para dos sitios en el área de investigación y demostración de Villa Mills, ubicados en bosque pluvial montano, a 2700 msnm (Orozco 1991). El primer sitio se encuentra sobre suelo Dystrandept, el segundo sobre suelo Placandept.



2.6.1.6 Topografía

El tercer factor que suele generar cambios en la composición de los bosques es el referido a las variaciones en la topografía del terreno. Los bosques localizados en laderas suelen tener una composición diferente de los que ocurren en áreas más planas. Aquí median aspectos tales como exposición del terreno y drenaje. Finegan y Delgado (1997) muestran ejemplos de resultados preliminares de investigaciones en el sitio de investigación del Tirimbina Rain Forest Center, en el noreste de Costa Rica. Los datos indican que en este sitio, los árboles con >10 cm dap de *Hirtella triandra* ocurren más en cimas que en valles, mientras que *Carapa guianensis* ocurre más en valles que en cimas. De ambas especies se encuentran individuos en las laderas.

Sin embargo, si bien es cierto que algunos de los factores aquí citados tienen en algunos casos efectos determinantes, es la combinación de varios de ellos la que suele determinar cambios marcados en la composición florística.

2.6.2 Factores biológicos que influyen en la composición

Entre los factores más importantes que influyen en la composición florística del bosque, ligados a la dinámica de bosque y a la ecología de las especies que lo conforman, están el tamaño y la frecuencia de los claros, el temperamento de las especies y las fuentes de semillas.

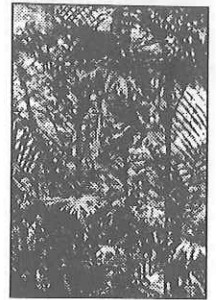
2.6.2.1 Claros

La presencia de una especie en un sitio determinado responde, por una parte, a las exigencias ambientales y la estrategia de supervivencia de la especie, y por otra parte, a las características del sitio y la estructura del bosque. Vázquez-Yanes y Orozco-Segovia (1987) determinan que las semillas de varias especies de plantas del bosque requieren una cantidad y calidad específica de radiación lumínica para iniciar el proceso de germinación y mencionan, a manera de ejemplo, a *Cecropia obtusifolia*. El establecimiento de un árbol de esta especie generalmente sucede cuando un claro permite la entrada de suficiente energía lumínica para que las semillas, latentes en el suelo, germinen y se establezcan.

Un claro es definido por Brokaw (1982), como “un hueco vertical por el que el macroclima llega a una altura no mayor de dos metros sobre el nivel del suelo, siendo sus límites los bordes de las copas de los árboles que rodean la abertura en el dosel”.

Para explicar la distribución espacial de las diferentes especies en el bosque hay que comprender la dinámica originada por la caída natural de los árboles. Este hecho genera los claros o *chablis*. En francés medieval, esta palabra se refiere a una serie de hechos que son desencadenados por la caída de un árbol: la caída misma, la apertura del dosel que permite la entrada de luz directa hasta el suelo, la exposición del suelo mineral provocada por el levantamiento de raíces, la acumulación de materia orgánica en el lugar donde cae la copa y la presencia de diferentes intensidades de luz dentro del área de influencia del impacto. Este fenómeno es uno de los principales catalizadores de la regeneración y mortalidad.

Los claros son un factor determinante en la dinámica del bosque



La abundancia de claros es inversamente proporcional a su tamaño (Hubbel y Foster 1986), por lo que se puede esperar que la frecuencia de claros tan grandes como para permitir el establecimiento de especies tan exigentes en iluminación como las del género *Cecropia* sea reducida. Por otro lado, claros pequeños, donde poca vegetación es destruida y la recuperación se basa principalmente en la regeneración existente, son muchos más frecuentes.

Para caracterizar los claros según la edad, el estado de desarrollo y el tamaño de su vegetación, Oldeman propone los siguientes conceptos (Oldeman 1983, Oldeman 1990):

- **Ecounidad:** una unidad de vegetación definida por el tiempo; es decir, el momento desde la apertura (edad), y por el espacio, o sea la forma, área o tamaño del claro. La ecounidad que tiene su origen en un mismo momento y con dimensiones propias, corresponde a un *chablis*.
- **Cronounidad:** conjunto de ecounidades de diferentes tamaños pero de la misma edad o estado de desarrollo. La cronounidad tiene más diversidad que cualquiera de las ecounidades que la componen.
- **Unidad selvática o mosaicos sucesionales:** integración de las diferentes cronounidades, contemplando también aquellos sitios en los que no se identifican los rasgos de una ecounidad, por ser un fragmento muy pequeño de otra más antigua (áreas de borde).

Estos conceptos se ilustran en la Fig. 2.11.

El mismo Oldeman establece que el bosque es un mosaico de ecounidades, cada una en proceso de (re)construcción. Cada unidad pasa por diferentes fases: innovación (regeneración), agradación (inicio de la formación de estructura vertical), bioestática (acumulación de epífitas, alta fructificación y aumento de especies de fauna, acumulación de madera) y degradación. Un bosque maduro contiene muchas unidades en diferentes fases de desarrollo. (También ver Hallé *et al.* 1978 y Whitmore 1984).

La composición florística de la vegetación en cada claro depende de factores biofísicos, de la disponibilidad de fuentes de semillas, de los requerimientos ecológicos de las especies y del tamaño, forma y momento en que el claro ocurrió.

El tamaño y la forma del claro determinan principalmente la cantidad y calidad de la energía lumínica que penetra en el bosque (Fig. 2.12). Esta figura presenta un esquema de los efectos que produce la apertura de un claro en el bosque. Cuando se produce la caída de un árbol se genera una apertura con forma de mancuerna en el dosel del bosque: un espacio es abierto en el lugar donde cae la copa y otro en donde antes estaba, los dos conectados por un corredor angosto donde cayó el fuste. En cada punto dentro de esta mancuerna, los cambios microambientales son diferentes. En el sitio donde antes estaba la base, el suelo por lo general queda expuesto como resultado del vuelco del árbol, lo que libera algunos nutrientes de capas más profundas del suelo. En el lugar de la caída de la copa ocurre un suministro alto de materia orgánica, proveniente de las ramas delgadas y gruesas, así como del follaje del árbol. En la parte central la principal alteración la produce el tronco; aquí se liberan con mayor lentitud los nutrientes por la descomposición de la madera.

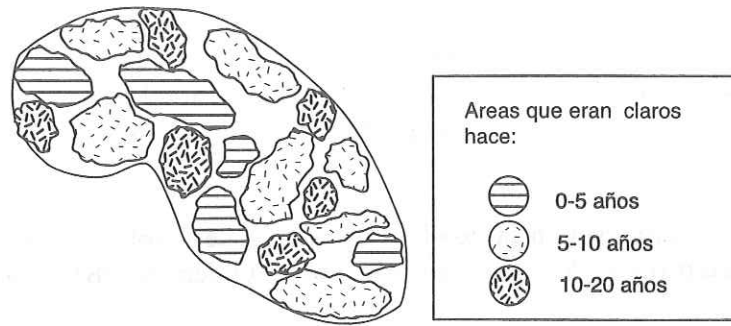


Fig. 2.11. Representación esquemática de un mosaico fingido de diferentes fases de regeneración. Las superficies con diferentes patrones representan claros formados hace 0-5 años, 5-10 años y 10-20 años. Cada superficie representa una ecounidad. Las superficies con el mismo patrón forman una cronounidad, y todo el bosque es un mosaico sucesional o unidad selvática (ver también sección sobre procesos dinámicos en este texto y Oldeman 1990).

Diferentes especies requieren diferentes cantidades de luz en diferentes fases de desarrollo para su regeneración y desarrollo exitoso; así, el tamaño y la forma del claro determinan el potencial de ciertas especies de germinar, crecer y sobrevivir. Hartshorn (1980) sugiere que 71% de las especies del dosel superior, 48% del dosel inferior y 39% de las especies del sotobosque requieren claros para su regeneración.

Los claros también influyen en la disponibilidad de agua y nutrimentos (Finegan 1997, Martínez-Ramos 1985).

La mayoría de las especies prefieren o necesitan claros para su regeneración

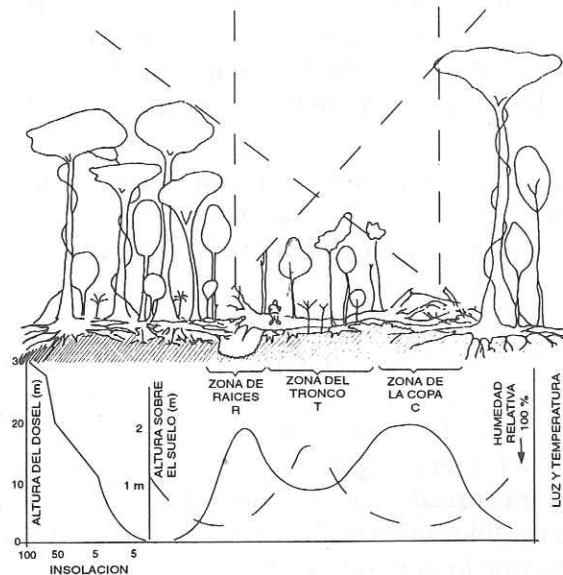


Fig. 2.12. Heterogeneidad interna en un claro: Parte superior: R) zona de raíces, T) zona de tronco, C) zona de la copa. Parte inferior: patrones hipotéticos de la variación vertical de luz, temperatura (línea continua) y humedad relativa (línea punteada) en las tres zonas del claro cerca del suelo. Las líneas punteadas en la parte superior ilustran la entrada de luz al claro y su extensión horizontal con el movimiento del sol. En el extremo izquierdo se muestra la disminución de luz a través del dosel en un sitio de selva madura (Martínez-Ramos 1985).



Muchos son los trabajos dirigidos al estudio de la diversidad biológica de los bosques tropicales, en especial, de los latifoliados húmedos de bajura (entre otros, Brokaw 1982, Hartshorn 1980). Se ha planteado la hipótesis de que los claros son los promotores de la diversidad (Strong 1977 y Huston 1979), lo cual podría depender, sin embargo, del tamaño de los claros y la escala de evaluación de la diversidad.

2.6.2.2 Formación y recuperación de claros

El proceso de formación y recuperación de claros es el componente principal de lo que Hallé et al. (1978) y luego Oldeman (1990) llaman la silvigénesis, el proceso de (re)construcción, rejuvenecimiento o formación de un bosque. Según esa teoría, cada claro pasa por diferentes fases de (re)construcción, cada una con su propia distribución de cantidades de luz, humedad relativa y biomasa en relación con el nivel del piso. Este proceso de silvigénesis dentro de un claro se puede apreciar en la Fig. 2.13. Con la apertura de un claro sucede la destrucción de una parte de la vegetación, tal como se muestra en la Fig. 2.12. Luego sigue una fase de "crecimiento", en la cual suelen establecerse especies exigentes de luz y se genera una fuerte competencia entre los individuos presentes en el claro. A continuación se alcanza durante un período corto una cierta estabilidad en el claro, u homeostasis (ver sección 2.6.2.4). Luego de un tiempo, las especies pioneras o exigentes de luz empiezan a morir, para dar paso a una nueva fase de homeostasis en la cual el espacio viene a ser ocupado por individuos de especies menos exigentes de luz, que se encontraban bajo la sombra de las anteriores.

2.6.2.3 Frecuencia y tamaño de claros naturales

Los claros son importantes tanto en el tiempo (frecuencia con que ocurren) como en el espacio (tamaño). La dinámica de claros varía con las condiciones ambientales de cada bosque. Oldeman (1990) indica que en sitios favorables para el crecimiento de la vegetación solo ocurren claros pequeños, mientras que en ambientes menos favorables para el crecimiento de los bosques (por ejemplo, sitios con huracanes frecuentes, pendientes fuertes e inestables, inundaciones, incendios) ocurren también claros grandes. Martínez-Ramos (1985) reporta 1,6 claros de 100 m² por cada 1000 m² por año (16%) en los bosques secos y sujetos a huracanes de Tuxtla, México. Rivas et al. (2000) encontraron claros hasta de más de una hectárea en el litoral norte de Honduras después del huracán Mitch. Como consecuencia de este huracán hubo sitios en el bosque donde la cobertura sufrió daños hasta en un 50%, mientras que otros sitios del mismo bosque casi no sufrieron ningún impacto.

En sitios favorables como La Selva, Costa Rica, se han encontrado claros que corresponden aproximadamente al 1,25% (Peralta et al. 1987b) hasta 6% (Hartshorn 1978, citado por Clark 1994) de la superficie del bosque. Para el caso de Barro Colorado, Panamá, Brokaw (1982a) reporta un claro de 150 m² por cada 1000 m² cada 5,3 años (2,8% por año). En general, podemos esperar que entre 1 y 6% del área de bosques húmedos tropicales no intervenidos se encuentra bajo claros jóvenes cada año.

Es importante anotar que el tamaño del claro incide en la composición del mismo. Los claros grandes, de 150 m² a 400 m², favorecen la regeneración de especies exigentes de luz, mientras que los claros pequeños (40 m²), crean condiciones propicias para el establecimiento y desarrollo de especies menos exigentes de luz (Martínez-Ramos 1985). Clark (1994), sin embargo, indica que en La Selva, Costa Rica y Barro Colorado,

Las heliófitas efímeras, en particular, tienen dificultades para establecerse en claros < 300 m²

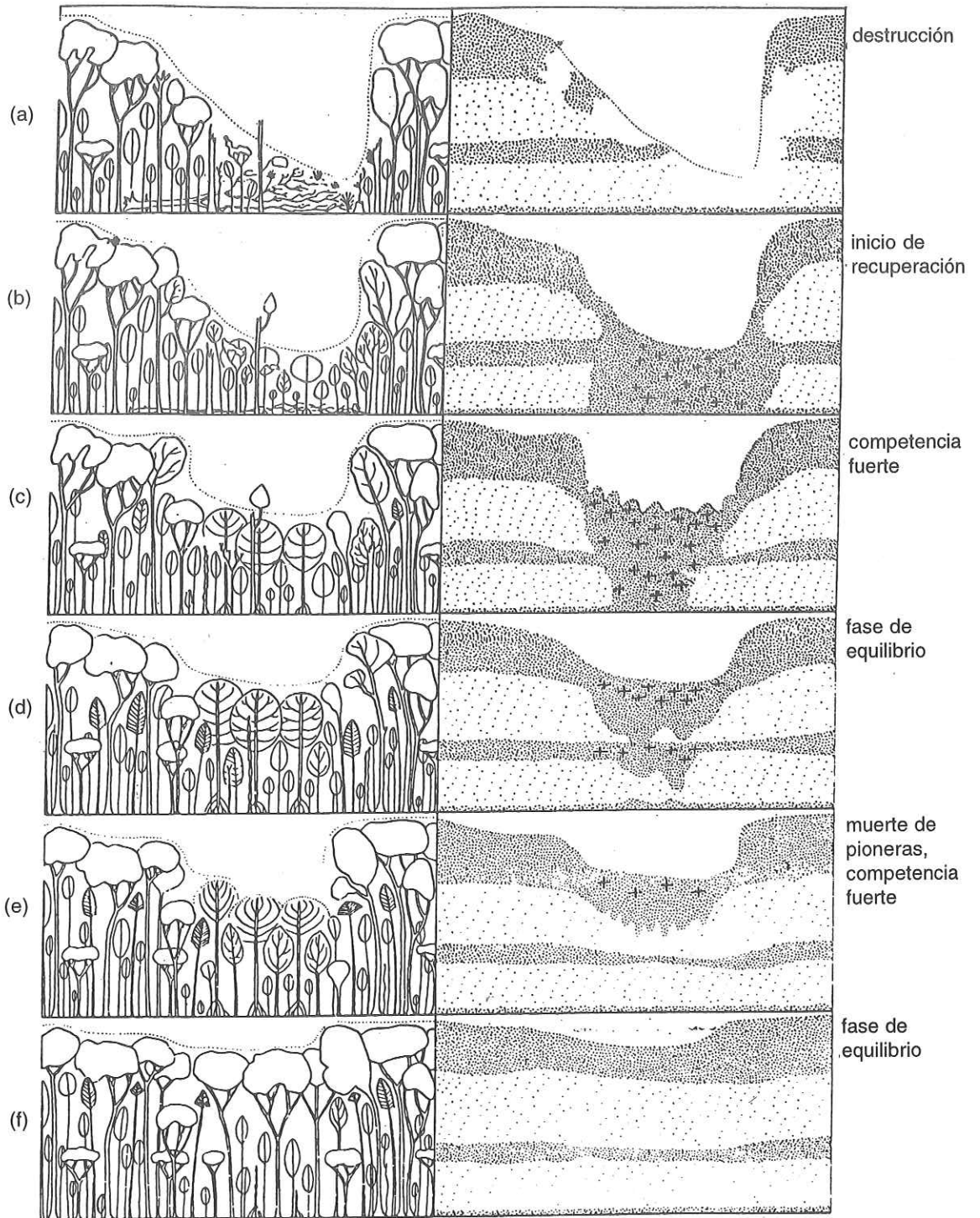
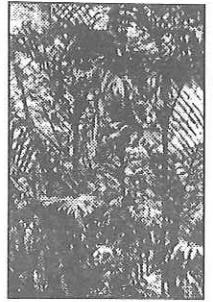


Fig. 2.13. Esquema de la silviginésis en un claro causado por la caída natural de un árbol. El esquema muestra cómo, después de la caída del árbol (a), el bosque original se recupera a través de una fase de crecimiento (b) y competencia (c) hasta alcanzar el equilibrio dinámico (d). Si el claro es grande, aparecen especies pioneras en las primeras fases, las cuales mueren y causan un leve regreso a fases anteriores (e). Se considera que el bosque se ha recuperado cuando llega al estado (f), hasta que otra vez un árbol caiga, para reiniciar el proceso a partir de (a) si el árbol es grande, o de (e) si es pequeño o murió en pie (adaptado de Hallé *et al.* 1978). La intensidad de sombra indica la concentración de biomasa, + indica las áreas dentro del claro donde crecen árboles.



Panamá, sólo se lograron detectar correlaciones significativas entre claros grandes (>300 m²) y algunas especies heliófitas efímeras. Las especies encontradas en claros pequeños, también estaban en los grandes. La misma autora indica que sólo para unas pocas especies se logró establecer la necesidad de claros para la germinación de sus semillas. Esto sugiere que muchas especies, si bien requieren luz para un buen desarrollo, logran germinar bajo un dosel cerrado. Nosotros encontramos abundantes plántulas de *Swietenia macrophylla* bajo dosel cerrado en un bosque húmedo tropical en Honduras, pero observamos una falta general de brinzales y latizales de la especie en el mismo sitio, con excepción de áreas agrícolas abandonadas unos seis años antes. Pareciera que si bien *Swietenia* logró germinar bajo dosel, no logró superar la fase de plántula sin acceso a mayores cantidades de luz.

2.6.2.4 El equilibrio dinámico

Los cambios que suceden en los bosques debido a la permanente ocurrencia de claros, y los consiguientes cambios en la composición de los mismos, han llevado a sustituir el concepto tradicional de clímax por el de equilibrio dinámico. Originalmente se pensaba que el clímax era la fase última a la que llegaba un bosque después de un largo proceso de evolución. Se consideraba esta fase como punto final: clímax estable. En la realidad, el bosque más bien... "Parece un mosaico espacial y temporal, compuesto por situaciones que se mueven entre la perturbación, provocada por la caída de ramas y árboles, y la recuperación de la vegetación" (Martínez-Ramos 1985). Este estado de cambios continuos, que se compensan cada uno, se considera un equilibrio dinámico.

2.6.2.5 Temperamento de las especies

El tema de los grupos ecológicos fue tratado en un sub-capítulo anterior, y se destacó su importancia en relación con la frecuencia, forma y tamaño de claros en la sección anterior.

El temperamento es la capacidad intrínseca de las especies vegetales para desarrollarse en una manera específica dentro de una comunidad utilizando los recursos disponibles. Está relacionado con las exigencias de luz de la especie en diferentes momentos durante su vida, o con su capacidad para sobrevivir bajo condiciones de poca luz y reaccionar a cambios en la disponibilidad de luz. Las especies de *Cecropia* conforman un grupo que tiene alta exigencia de luz. *Pentaclethra macroloba*, por otro lado, tolera ambientes de poca luz. Nótese, sin embargo que, si bien la plena luz es una condición para el desarrollo de especies como las de *Cecropia*, para otras como *Pentaclethra*, la tolerancia a la sombra es una facultad de la especie, no una condición obligada o necesaria.

No hay exigencia de sombra. Más bien se trata de mayor o menor tolerancia a condiciones de sombra

Como hemos visto hasta ahora, las especies suelen habitar ciertos ambientes, dependiendo de las condiciones favorables de iluminación (entre otras), de que dispongan. Será común, por lo tanto, encontrar especies exigentes de luz en ambientes poco estables o efímeros, y por otro lado, especies menos exigentes de luz en ambientes más estables y menos perturbados.

2.6.2.6 Disponibilidad de semillas

De mismo modo que la existencia de una especie en un determinado sitio depende de su temperamento, también depende de la presencia de semillas en momentos oportunos. Tal disponibilidad de semillas depende de los agentes polinizadores en el momento de



la floración, de la presencia de diseminadores de frutos (animales, agua, aire), del momento de maduración de los frutos y de la viabilidad de la semilla una vez depositada en un sitio, así como de las estrategias de escape de la especie; o sea, su capacidad para superar la amenaza de los depredadores y la presión de la competencia (Hartshorn 1980, Guariguata 1998).

En la Fig. 2.14 se puede apreciar que la mayor cantidad de semillas de una especie se encuentra cerca del árbol progenitor, pero también, que la supervivencia de las mismas aumenta con la distancia entre la semilla y el árbol. Este fenómeno muchas veces se debe a la mayor probabilidad de ser contagiados por enfermedades cuando crecen cerca del árbol madre y en densidades altas. Además, los depredadores suelen tener preferencia por concentraciones de semillas (Guariguata 1998).

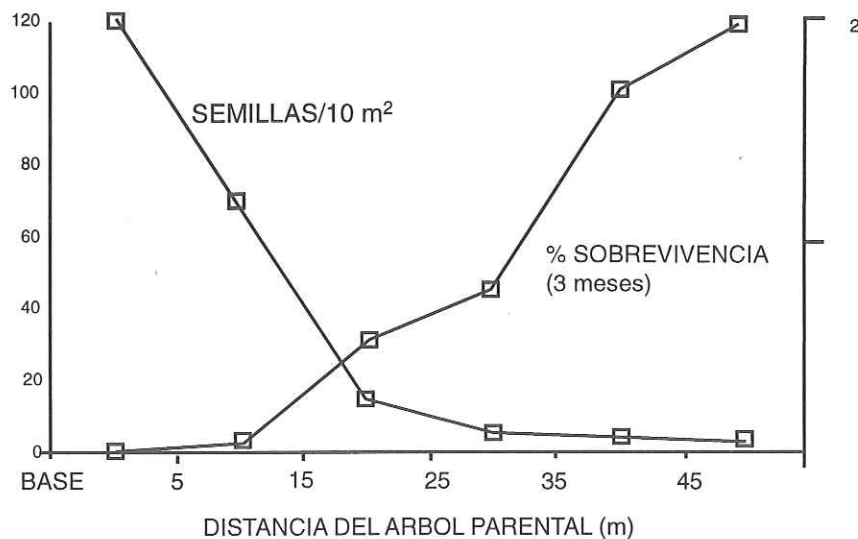


Fig. 2.14. Patrones de dispersión de semillas (curva izquierda) y supervivencia de plántulas (curva derecha) en un árbol de *Virola surinamensis* en el bosque húmedo de Barro Colorado, Panamá. Las semillas que logran sobrevivir son aquellas dispersadas lejos del árbol semillero por tucanes y otras aves frugívoras grandes (crácidos). Al menos en esta especie, el papel de la fauna dispersora puede ser crítico para un reclutamiento sostenido. Modificado de Howe (1990) por Guariguata (1998).

Por otro lado, en la Fig. 2.15 se aprecia el papel que juegan los distintos vectores de dispersión de semillas en los bosques lluviosos tropicales. Como se observa, los mamíferos son los principales dispersores de semillas, seguidos por las aves y el viento. Este último tiene una menor relevancia, aunque es importante en la dispersión de especies de semilla liviana, las cuales son más frecuentes en bosques secundarios.

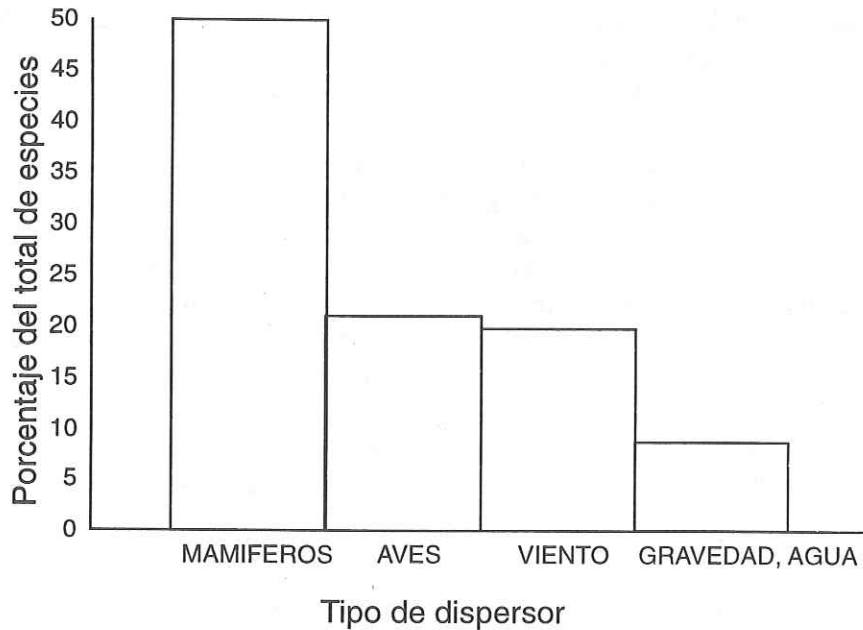


Fig. 2.15. Porcentaje del número total de especies maderables comerciales de los bosques lluviosos de Guyana Francesa y Surinam dispersadas directamente por mamíferos, aves, viento y otros agentes. Modificado de Hammond *et al.* (1996) por Guariguata (1998).

2.6.2.7 Diversidad y silvicultura

Uno de los aspectos prácticos de la silvicultura, que se desprende de los conceptos hasta aquí descritos en relación con la composición, es la homogeneidad o heterogeneidad de los bosques.

En general, podemos afirmar que entre menos compleja es la composición del bosque, menos complejo también será su manejo. Ello lleva a veces a plantearse la aplicación de tratamientos silviculturales dirigidos a simplificar la composición del bosque a niveles que podrían considerarse extremos y la subsecuente pérdida de la diversidad pueda comprometer la sostenibilidad. La diversidad biológica debe considerarse como un componente esencial de una silvicultura positiva. Por un lado, la diversidad ofrece oportunidades para utilizar mecanismos naturales para la producción simultánea de diferentes funciones y bienes. Por otro lado, nos ofrece mayor estabilidad y seguridad, amortiguando efectos negativos todavía no conocidos que podrían resultar de la aplicación de intervenciones cuando no se tiene suficiente información sobre la dinámica del bosque. En bosques con alta diversidad, a menudo varias especies vegetales pueden tener la misma función ecológica. La reducción en la población de una especie puede ser compensada por un incremento en la población de otra especie con la misma función.

Otra observación importante para la silvicultura es que, en bosques con mayor diversidad, por definición hay una menor proporción de especies dominantes; más bien, un mayor número de especies son escasas. De hecho, si consideramos escasas las especies representadas por menos de un individuo cada 3 ha en un bosque específico⁴, podemos encontrar que gran cantidad de especies son escasas, como muestran los inventarios de varios bosques en Guatemala, Honduras y Nicaragua (Cuadro 2.5)⁵. Además, habrá otras especies escasas que ni siquiera entran en el inventario, por ser un muestreo de relativamente baja intensidad (generalmente menor a 5%).

La permanencia de las especies escasas en el bosque puede ser muy influenciada por la silvicultura, ya que su regeneración generalmente depende de interacciones con polinizadores, dispersores de semillas, depredadores muy específicos (Leigh 1999) y requerimientos específicos de hábitats. Los polinizadores, dispersores y depredadores, por su parte, necesitan alimentación, albergue y espacio para su movilización. Si tratamientos silviculturales drásticos eliminan o reducen uno a más de estos factores, puede eliminar también la presencia de algunos polinizadores y dispersores, y así restringir la reproducción de las especies que dependen de ellos. Por ser especialistas, estos polinizadores y dispersores no serán sustituidos por otras especies, y en consecuencia la regeneración de especies arbóreas escasas podría ser inhabilitada.

Cuadro 2.5. Presencia de especies consideradas escasas en varios sitios de bosque tropical húmedo en América Central

Sitio	Área de bosque ('000 ha)	Número de parcelas	Tamaño parcela (ha)	Número especies identificadas	Número especies con frecuencia menor a 0,33/ha
Mocorón, La Mosquitia, Honduras	16	1030	0,1	169	38 (22%)
Toncontín, Costa Atlántica Norte, Honduras	1	74	0,1	92	23(25%)
Layasiksa, RAAN, Nicaragua	3	72	1,0	103	25 (24%)
Río Concha, Reserva Bosawas, Nicaragua	0,5	50	0,1	83	15 (18%)
Arbol Verde, Petén, Guatemala			1,0	211	69 (33%)

Fuente: Inventarios para la planificación del manejo forestal (archivos NPV, CATIE-TRANSFORMA)

⁴Este criterio solo se puede aplicar si el área de muestreo de los árboles a partir de 10 cm dap es por lo menos de 1 ha; así, para los inventarios en Honduras significaría un mínimo de 50 parcelas de 0,02 ha para árboles de 10 a 24,9 cm dap, y en Guatemala 10 parcelas de 0,1 ha para árboles de 10 a 24,9 cm dap.

⁵ Nótese que los datos se basan en individuos con dap mayor a 10 cm; algunas especies registradas en los inventarios son abundantes, pero solo tienen unos pocos individuos con más de 10 cm. Nótese también que el hecho de que una especie sea escasa en un bosque no necesariamente quiere decir que se deba proteger, ya que pueda ser abundante en otros bosques donde el ambiente es más apropiado para su desarrollo, o donde tenga menos competencia.



Recuadro 2.4

Cálculos básicos para determinar el índice de diversidad Fisher's α .

Supone una relación logarítmica entre la abundancia de las especies, con muchas especies raras (αx especies con 1 individuo), y pocas especies abundantes ($(\alpha x^{16})/16$ especies con 16 individuos). En general: $(\alpha x^N)/N$ especies con N individuos.

Para el cálculo del índice α , se relaciona el número total de especies (S) con el número total de individuos (N) para obtener un factor x.

$$S/N = [(1-x)/x] [-\ln(1-x)]$$

Además, se deriva el índice α , combinando la ecuación anterior con las relaciones entre S y α y x, y entre N y α :

$$S = \alpha [-\ln(1-x)] \quad \text{y} \quad N = \alpha \ln(1+N/\alpha)$$

para obtener la ecuación:

$$\alpha = [N(1-x)]/x$$

Un ejemplo para una vegetación que contiene 70 especies y 450 árboles:

Por solución iterativa encontramos un x de 0.951

$$S/N = 70/450 = 0.1556$$

$$\text{Probar } x = 0.96: [(1-0.96)/0.96] * [-\ln(0.04)] = 0.1341$$

$$\text{Probar } x = 0.95: [(1-0.95)/0.95] * [-\ln(0.05)] = 0.1577$$

$$\text{Probar } x = 0.951: [(1-0.951)/0.951] * [-\ln(0.049)] = 0.1554 \approx S/N$$

$$\text{Entonces obtenemos: } \alpha = [450(0.049)]/0.951 = 23.2.$$

Este significa que podemos esperar por hectárea $23.2 * 0.951$ (αx) = 22 especies con un individuo y $23.2 * [(0.951)^{12}/12] = 1.06$ especies con 12 individuos.

Una revisión de varios estudios por Leigh (1999) indicó que en los bosques primarios de la Isla Barro Colorado (Panamá) Fisher's α tiene un rango de 20 a 30 y de 40 a 60 en la zona norte de Costa Rica. En bosques tropicales de Brazil, Colombia, Ecuador y Perú se encontraron α s entre 80 y 231.

Entonces, es importante conocer la diversidad de los bosques y los efectos que intervenciones específicas tengan sobre ella. Para este tipo de estudios se han desarrollado varios métodos, descritos en detalle por Magurran (1988) entre otros. Una forma de calcular riqueza de especies por unidad de área es la curva especie-área. Sin embargo, actualmente ésta es considerada deficiente, y se tiende a ampliar la información así obtenida con medidas de abundancia de las especies (por ejemplo Fisher's α (Recuadro 2.4) e Índice de Shannon H') y dominancia (por ejemplo Índice de Simpson D).

Una reducción de la diversidad en general puede afectar negativamente las poblaciones de animales dispersores de semillas, que también podría resultar en una regeneración pobre de árboles de todas las especies, incluyendo a los de especies comerciales



La intervención humana no necesariamente tiene efectos negativos en la flora y fauna, como muestran los estudios de Aguilar (1999), Delgado *et al.* (1997) y Jolón (1999). Delgado *et al.* estudiaron los efectos del aprovechamiento y tratamientos silviculturales sobre la vegetación, encontrando diferencias principalmente entre la vegetación en caminos abandonados y vegetación no disturbada. La vegetación en claros, sin embargo, mostró una diversidad y riqueza similar a la del bosque no disturbado, aunque la composición florística fue un poco diferente.

Aguilar investigó los efectos del aprovechamiento y tratamientos silviculturales en la riqueza y diversidad de las poblaciones de mariposas grandes y escarabajos estercoleros en Costa Rica. Jolón estudió los efectos del aprovechamiento sobre estos insectos y sobre las poblaciones de pequeños mamíferos en Guatemala. Las mariposas fueron estudiadas por su presunta “estrecha relación con sus plantas huéspedes” y “su sensibilidad a cambios microclimáticos en el sotobosque” (Aguilar 1999, p. 5). Estas características hacen que las mariposas sean buenas indicadoras de cambios en el hábitat. Además, las mariposas son polinizadores de muchas especies arbóreas. Los escarabajos, por su parte, viven de excrementos de vertebrados, por lo cual se pueden considerar indicadores de la presencia de esos animales. Una reducción en la población de escarabajos podría significar una menor presencia de sus proveedores de excrementos.

Los mamíferos estudiados por Jolón son depredadores y dispersores de semillas. Su ausencia o presencia, entonces, pueden ser un indicador del potencial de regeneración de ciertas especies arbóreas.

Los resultados de los estudios de Aguilar y Jolón indicaron que después del aprovechamiento no hubo cambios significativos a nivel de las especies comunes; sin embargo, se observó un aumento en la proporción de especies raras con respecto a sitios no perturbados. Muchas de las especies raras no fueron encontradas en el sotobosque de sitios no intervenidos, lo que indica que hubo una migración de las especies de fuera del bosque o, en el caso de las mariposas, desde el dosel superior hacia estratos más bajos. El aumento en el número de especies raras probablemente se debe a un aumento de la diversidad de hábitats dentro del bosque. Podría ser que las especies raras desaparezcan con la recuperación del bosque y la consecuente reducción de hábitats abiertos (claros).

En relación con las especies más comunes de ambos grupos de insectos, ambos autores encontraron que unos cinco años después de las intervenciones no hay evidencia de efectos negativos sobre su presencia y abundancia. Los efectos sobre las poblaciones de roedores fueron menos claros, principalmente porque no lograron capturar suficientes individuos de diferentes especies para poder llegar a conclusiones firmes. Estos estudios representan acercamientos temporales a lo que está pasando en esos bosques; necesitamos estudios a más largo plazo y en un mayor número de sitios para poder confirmar las tendencias encontradas por Aguilar y Jolón.

2.6.2.8 Plagas y enfermedades

En su libro sobre la ecología del bosque de Barro Colorado, Panamá, Leigh (1999) ampliamente discute la diversidad de especies de árboles en los bosques tropicales húmedos. Aparte de los factores mencionados, destaca la importancia de plagas y enfermedades especializadas en una o pocas especies. Aunque afirma que todavía no ha comprobado de manera exhaustiva sus supuestos, Leigh sugiere que las plagas y

...pero la silvicultura no necesariamente reduce la biodiversidad



enfermedades podrían ser el factor determinante en la diversidad de especies arbóreas en los bosques tropicales. El crecimiento en el tamaño de la población de una especie de plantas puede causar un aumento en la incidencia e intensidad de plagas y enfermedades, lo que provoca una capacidad competitiva reducida o mayor mortalidad de los individuos de esa especie y da mayores oportunidades de establecerse a individuos de otras especies.

En esta sección hemos:

- Analizado los factores ambientales y biológicos que influyen en la composición florística de los bosques.
- Presentado ejemplos de diferencias en composición florística debido a factores dados.
- Definido el concepto de "claro" y su importancia en la dinámica de los bosques.
- Relacionado la disponibilidad de luz con el tamaño, forma y frecuencia de los claros.
- Presentado el concepto de equilibrio dinámico.
- Explicado las diferencias en temperamento entre especies debidas principalmente a diferencias en tolerancia a la sombra y exigencias por altas intensidades de luz.
- Mencionado factores que determinan la disponibilidad de semillas.
- Indicado con ejemplos cómo la silvicultura, si no se planifica adecuadamente, pueda afectar la diversidad biológica.

2.7 Estructura horizontal

Las características del suelo y del clima, las características y estrategias de las especies y los efectos de disturbios sobre la dinámica del bosque determinan la estructura horizontal del bosque, que se refleja en la distribución de los árboles por clase diamétrica. Esta estructura es el resultado de la respuesta de las plantas al ambiente y a las limitaciones y amenazas que este presenta. Cambios en estos factores pueden causar cambios en la estructura, los cuales pueden ser intrínsecos a los procesos dinámicos del bosque (por ejemplo, durante las fases iniciales de la sucesión, la existencia de una estructura boscosa en sí misma cambia el ambiente sobre el suelo, lo que afecta las oportunidades de germinar y establecerse). Los cambios también pueden ser causados por factores externos al bosque (aprovechamiento, huracanes, etc.).

La estructura horizontal de una población o de un bosque en su conjunto se puede describir mediante la distribución del número de árboles por clase diamétrica. Así, se han definido dos estructuras principales: las coetáneas o regulares y las discetáneas o irregulares (Hawley y Smith 1972). En la Fig. 2.16 se pueden apreciar ambas estructuras.

Una estructura coetánea corresponde a un bosque en el cual la mayor parte de los individuos, de una o varias especies, tienen una misma edad o tamaño, o están concentrados en una misma clase de edad o tamaño⁶. Esta estructura se expresa gráficamente con una curva en forma campana (Fig. 2.16a). En una estructura discetánea, los individuos del bosque se encuentran distribuidos en varias clases de

⁶ En los bosques a menudo es difícil determinar la edad de un árbol. El tamaño no necesariamente refleja la edad: algunas especies pueden mantenerse, por ejemplo, a la sombra por muchos años sin crecer, y reaccionar con crecimiento acelerado en el momento que el dosel se abre y permita mayores intensidades de luz. Para estos bosques, generalmente es mejor hablar de clases de tamaño.



tamaño; lo que se representa mediante una distribución del tipo jota invertida (Fig. 2.16b). También es común encontrar bosques cuya curva de distribución es una J invertida incompleta (Fig. 2.16c); esto significa que algunas clases diamétricas se encuentran subrepresentadas (tienen pocos individuos) o sobrerrepresentadas.

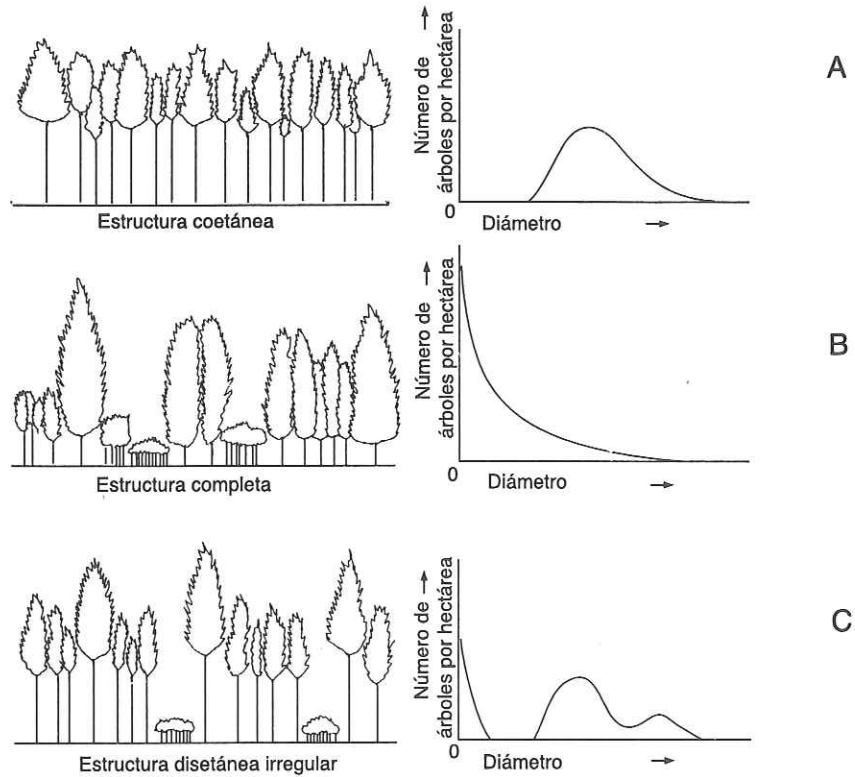


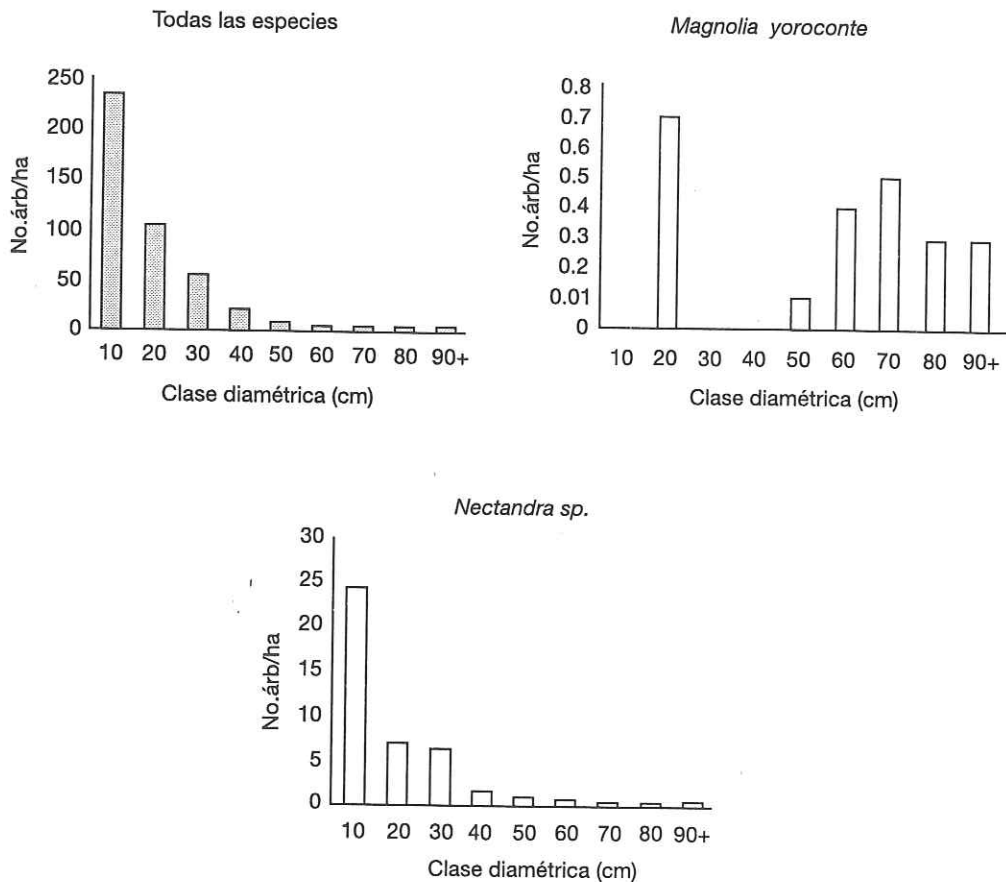
Fig. 2.16. Ejemplos de tres diferentes estructuras en los bosques: estructura en perfil vertical y correspondientes curvas de distribución diamétrica en términos del número de árboles por hectárea (Tomado de Hawley y Smith 1972).

Los bosques secundarios jóvenes corresponden con frecuencia a estructuras más o menos coetáneas, mientras que los bosques primarios intervenidos y no intervenidos, así como los secundarios maduros, presentan estructuras disetáneas, aunque en muchos casos de forma incompleta.

Un ejemplo de una estructura diamétrica disetánea aparece en la Fig. 2.17. Esta corresponde a un bosque húmedo tropical en la costa atlántica norte de Honduras, a una altitud entre 400 y 1000 msnm. La misma gráfica presenta la distribución diamétrica de una especie de *Nectandra* y de redondo (*Magnolia yoroconte*). Como se aprecia, *Nectandra* sp. sigue en gran medida la forma de J invertida. De este ejemplo se desprende que la población de cada especie también presenta su propia estructura diamétrica; de forma tal que esta estructura nos da una indicación del temperamento de la especie. Una especie que presenta una estructura de J invertida indica que los individuos infantiles y jóvenes se encuentran bajo la sombra de árboles de mayor



tamaño y edad, y que pueden sobrevivir bajo condiciones de menor iluminación: probablemente son esciófitos o esciófitos parciales. Muchas especies en un mismo bosque discetáneo (en Fig. 2.17 la *Magnolia*) pueden presentar curvas en forma de campana o distribuciones bimodales (con dos o más picos). Aquellas, por lo general, corresponden a especies exigentes de luz que necesitan claros de mayor tamaño: heliófitas efímeras o durables.



En un bosque discetáneo, la distribución diamétrica individual de muchas especies puede ser coetánea

Fig. 2.17. Distribución diamétrica de especies en un bosque húmedo tropical en la costa atlántica norte de Honduras. El bosque es discetáneo (distribución en forma de J invertida de todas las especies); se encuentran especies bien adaptadas al ambiente interno del bosque (*Nectandra*) y otras que probablemente requieren claros grandes para su regeneración, por lo cual regeneran en cohortes (*Magnolia*) Datos del inventario general de Toncontín, CATIE-TRANSFORMA/COHDEFOR.

La Fig. 2.18 muestra que la misma especie puede tener diferentes distribuciones diamétricas en diferentes estratos de un bosque discetáneo. En este bosque de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (RAAN), la caoba (*Swietenia macrophylla*) muestra una buena distribución diamétrica en el estrato 1, un bosque bastante abierto (con un área basal de 13,4 m²/ha) de la zona de transición entre áreas inundadas y áreas secas; pero una distribución irregular en el estrato 3, un bosque temporalmente inundado pero con buen drenaje. El cedro macho (*Carapa guianensis*) también muestra una buena distribución diamétrica en la zona de transición, pero tiene muy pocos árboles y ninguna regeneración establecida en el bosque seco (estrato 2).

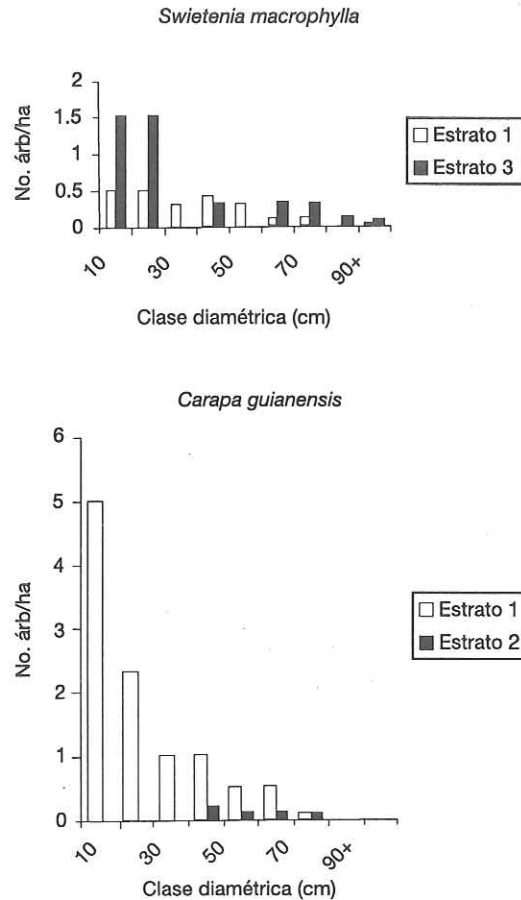
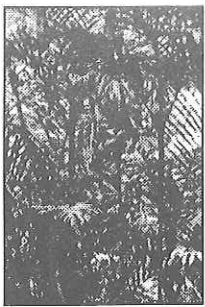


Fig. 2.18. Distribución diamétrica de dos especies en diferentes estratos del mismo bosque húmedo tropical en la RAAN, Nicaragua. Estrato 1: zona de transición entre áreas bajas inundadas y áreas secas bien drenadas. Estrato 2: bosque seco. Estrato 3: bosque temporalmente inundado, aunque con buen drenaje. Observe como la distribución diamétrica (la estructura horizontal de la población de una especie) puede variar con el sitio. Datos del inventario general de Layasiksa, CATIE-TRANSFORMA-FADCANIC.

2.7.1 Área basal

Desde el punto de vista de la silvicultura, la medida más importante de la organización horizontal es el área basal (G). Se calcula como el área de un círculo de diámetro igual al dap del árbol (Recuadro 2.5).

Recuadro 2.5. Área basal de un árbol

$$G = \pi r^2 \quad \text{o} \quad \text{dap}^2 \frac{\pi}{4}$$

G = Área basal (en m²)
 π = una constante (3.14)
 r = radio del árbol (en m)
 dap = diámetro a la altura de pecho (en m).



Generalmente la suma de todas las áreas basales, G (m^2/ha), se usa como índice del grado del desarrollo de un bosque y como indicador de competencia (Finegan 1997). Además la distribución de G por clase diamétrica es un instrumento útil para calcular el potencial de un bosque para recuperarse de intervenciones, y se usa a menudo cuando no existen datos precisos sobre la dinámica del bosque (regeneración, mortalidad y crecimiento), para verificar si con un ciclo de corta determinado y un diámetro mínimo de corta determinado, la intensidad de corta propuesta es justificable (ver capítulo 6 sobre levantamiento de la información para una explicación detallada del uso de G para estos fines).

Finegan y Sabogal (1988) y Hartshorn (1983) encontraron un G entre 24 y 32 m^2/ha para bosques en Costa Rica, midiendo los árboles con $d_{ap} > 10$ cm. Cifras similares se han encontrado en el bosque latifoliado de Honduras. En la RAAN, Nicaragua, sin embargo, se encuentran bosques con un G mucho menor (a partir de 13 m^2/ha , Forbes com. pers.⁷ y Castro com.pers.⁸). Las intervenciones sin control en el pasado han causado reducciones sustanciales en área basal en, por ejemplo Costa Rica, donde a menudo se encuentran bosques fragmentados privados con un G entre 12 y 18 m^2/ha (Obando com. pers.⁹).

El área basal real se puede usar como indicador de la aproximación de la vegetación actual a la capacidad de carga de un sitio (G máximo en el sitio). Sin embargo, para determinar el estado del desarrollo y la estructura del bosque se necesita complementar los datos de área basal con información de la composición florística (dos bosques con la misma área basal pueden tener una composición completamente diferente) y de la distribución de los árboles por clase diamétrica (una misma área basal puede significar muchos árboles de tamaños pequeños, o pocos árboles grandes; compare Layasiksa y Bosawas en Fig. 2.19, ambos con un área basal total de 13 m^2/ha).

El análisis de los G nos ayuda a estimar la capacidad de carga de un sitio y el grado de intervención requerida

Los G difieren, entonces, con la capacidad de carga de un sitio. El G total y su distribución por clases diamétricas también pueden reflejar el grado de intervención que ha ocurrido en un bosque. Los bosques no intervenidos generalmente tienen áreas basales similares a las esperadas. Además, generalmente muestran una acumulación de área basal en la última clase diamétrica (árboles de diámetros más gruesos). Compare, por ejemplo, el área basal total por hectárea de Toncontín, Honduras y su distribución (bosque parcialmente intervenido), con la de Mocerón, Mosquitia hondureña (intervenido hace 40 años), y la de Layasiksa (fuertemente intervenido hace 30-40 años) y Bosawas (intervenido hace 30 años) en la RAAN de Nicaragua (Fig. 2.19). Note la diferencia en distribución diamétrica entre Layasiksa y Bosawas, ambos con el mismo G por ha. La diferencia probablemente se debe al grado de intervención en cada sitio: Layasiksa se ubica en el área de influencia de los bananeros y fue fuertemente intervenido (FADCANIC 1998).

⁷ A. Forbes. Técnico forestal de FADCANIC, Pto Cabezas, Nicaragua, setiembre 1999

⁸ G. Castro. Docente UNAG, Managua, Nicaragua, junio 1999

⁹ G. Obando. Encargado Programa de Investigación, FUNDECOR, Puerto Viejo, Costa Rica, diciembre 1999

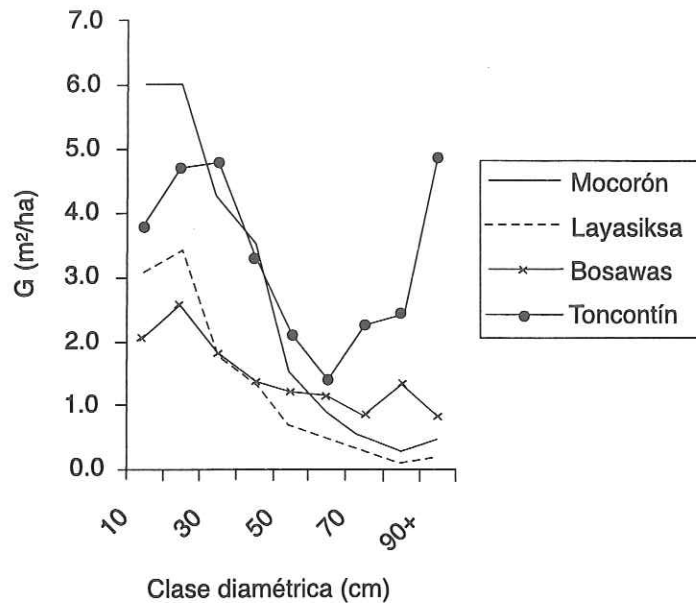


Fig. 2.19. Distribución del área basal (G) por clase diamétrica de todas las especies en cuatro bosques: Mocorón, La Mosquitia, Honduras (G total 26 m²/ha, intervenido hace 40 años), Layasiksa, RAAN, Nicaragua (G total 13,2 m²/ha, intervenido hace 40 años), Bosawas, RAAN, Nicaragua (G total 13,1 m²/ha, intervenido hace 30 años), Toncontín, Atlántico norte, Honduras (G total 32,8 m²/ha, parcialmente intervenido por aprovechamiento artesanal). Datos de inventarios generales: CATIE-TRANSFORMA/COHDEFOR (Mocorón y Toncontín), CATIE-TRANSFORMA/FADCANIC (Layasiksa), UNA (Bosawas).

En esta sección hemos:

- Usado las distribuciones diamétricas del número de árboles y área basal por hectárea para describir la estructura horizontal del bosque.
- Presentado ejemplos de distribuciones del área basal para algunas especies y diferentes bosques en América Central.
- Destacado la importancia del área basal para la silvicultura.

2.8 Estructura vertical

La estructura vertical del bosque está determinada por la distribución de los organismos, tanto plantas como animales, a lo alto de su perfil. Esa estructura responde a las características de las especies que la componen y a las condiciones microambientales presentes en las diferentes alturas del perfil. Estas diferencias en el microambiente permiten que especies con diferentes requerimientos de energía se ubiquen en los niveles que mejor satisfagan sus necesidades.



Un método común de presentar la estructura vertical es el diagrama de una franja de la vegetación (perfil), como muestra la Fig. 2.20, tomado de un ejemplo de Graaf (1986) para el bosque húmedo tropical de Surinam.



Fig. 2.20. Ejemplo de un perfil de un bosque húmedo tropical no intervenido en Surinam (tomado de Graaf 1986). El perfil cubre un área de 50 m de largo y 20 m de ancho para árboles grandes. Los árboles pequeños solo fueron dibujados en parte del área para no congestionar el dibujo.

Los perfiles tienen poco valor para fines de estudios de la estructura en general de un bosque porque son poco representativos del bosque: un perfil, por su tamaño, puede fácilmente ubicarse en una sola ecounidad, en tanto que el bosque está constituido por numerosas ecounidades, todas diferentes en estructura y composición. Sin embargo, para estudios detallados de estas unidades, los perfiles pueden ser muy útiles (Oldeman 1990), así como para fines de enseñanza y para entender la relación entre plantas a diferentes niveles en el bosque

El entendimiento de la estructura vertical y la composición del bosque a diferentes niveles sobre el suelo es muy importante para saber cómo manipular el crecimiento y la composición florística del bosque. Una variable para analizar esa estructura a nivel local es la posición social de la copa (ver sección de 'Procesos dinámicos' y el capítulo 4). La posición social de la copa se refiere al acceso a luz que tenga la copa de un árbol individual. Se distinguen diferentes clases de acceso, las cuales están descritas con más detalle en la sección de 'Muestreos para la planificación silvicultural', en el capítulo 6.



Muchos esfuerzos se han dedicado a distinguir estratos verticales dentro del bosque. En general, es muy difícil determinar si realmente existen, y Rollet (1980, citado por Finegan 1997) sugiere que la determinación de estratos verticales dentro del bosque es un proceso arbitrario. En dibujos de perfiles, sin embargo, se han logrado identificar algunas variables útiles para distinguir diferentes niveles; por ejemplo, en relación con la disponibilidad de radiación lumínica, la concentración de biomasa foliar y la primera bifurcación o rama más gruesa del árbol, supuestamente el punto de mayor disponibilidad de energía en el árbol. Estos conceptos nos pueden ayudar a entender la presencia de ciertas especies a diferentes niveles sobre el suelo. Por el momento, sin embargo, son poco útiles para poder usarlos en el manejo forestal.

En esta sección hemos:

- Establecido la dificultad de distinguir una estructura vertical bien marcada a nivel de los bosques.
- Dado ejemplos de diagramas de perfiles de sitios para ayudar a la interpretación de la estructura vertical.
- Destacado la importancia de reconocer la estructura vertical para la planificación de tratamientos silviculturales, por medio de un análisis de la posición social de las copas.

2.9 Competencia

Dentro de una comunidad, la planta tiene que relacionarse con otros individuos de la misma especie o de otras especies. Esta relación puede ser cooperativa, donde diferentes individuos facilitan la existencia de cada uno usando recursos diferentes o transfiriendo recursos que les sobren. Las relaciones cooperativas rara vez se encuentra entre árboles, aunque el hecho de que algunas especies aprovechan la sombra de otros individuos en una fase temprana de desarrollo también es una forma de cooperación. Generalmente, sin embargo, la suma de la demanda por recursos de los individuos de una organización es mayor que la disponibilidad: tienen que competir. La competencia lleva a que algunos individuos no logren captar suficiente recursos para su crecimiento y supervivencia.

Esta competencia es uno de los factores principales que se puede manipular en la silvicultura de los bosques naturales tropicales, aumentando el crecimiento y la supervivencia de individuos deseables al reducir la competencia. La utilidad silvicultural de la manipulación de la competencia se puede resumir de la siguiente manera:

- Orienta o direcciona la producción de carbohidratos hacia ciertas especies e individuos elegidos de una misma especie.
- Modifica las relaciones hídricas en el ecosistema¹⁰.
- Influye en la reproducción de los individuos presentes en una comunidad o ecosistema.

¹⁰ En el presente texto no entramos en detalles sobre el impacto hidrológico que puede tener la silvicultura. A los estudiantes que quieran profundizarse en este tema los referimos a Stadtmüller (1994).

Por medio de la silvicultura tratamos de manipular la competencia entre árboles



Existen básicamente dos tipos de competencia:

- Intraespecífica, entre individuos de una especie
- Interespecífica, entre individuos de diferentes especies

Cada tipo de competencia con dos estrategias:

- Competencia por explotación, donde un individuo tiene que usar recursos también usados por otros individuos
- Interferencia, donde un individuo activamente evita que otro use los mismos recursos (por ejemplo alelopatía).

La competencia resulta cuando la disponibilidad de un recurso es limitada y no es suficiente para cubrir a todos los individuos. La competencia puede afectar diferentes etapas de desarrollo de una planta y llevar a la muerte a las plantas más perjudicadas. Generalmente, la competencia es asimétrica, porque algunas plantas tienen acceso a mayores recursos, crecen más rápido y por ende también en el futuro tendrán un mayor acceso a los recursos. Las causas de asimetría pueden ser genéticas, la existencia de gradientes ambientales u otros factores.

2.9.1 Competencia intraespecífica

La competencia intraespecífica se da entre individuos de la misma especie. De manera gráfica, se puede representar como aparece en la Fig. 2.21.

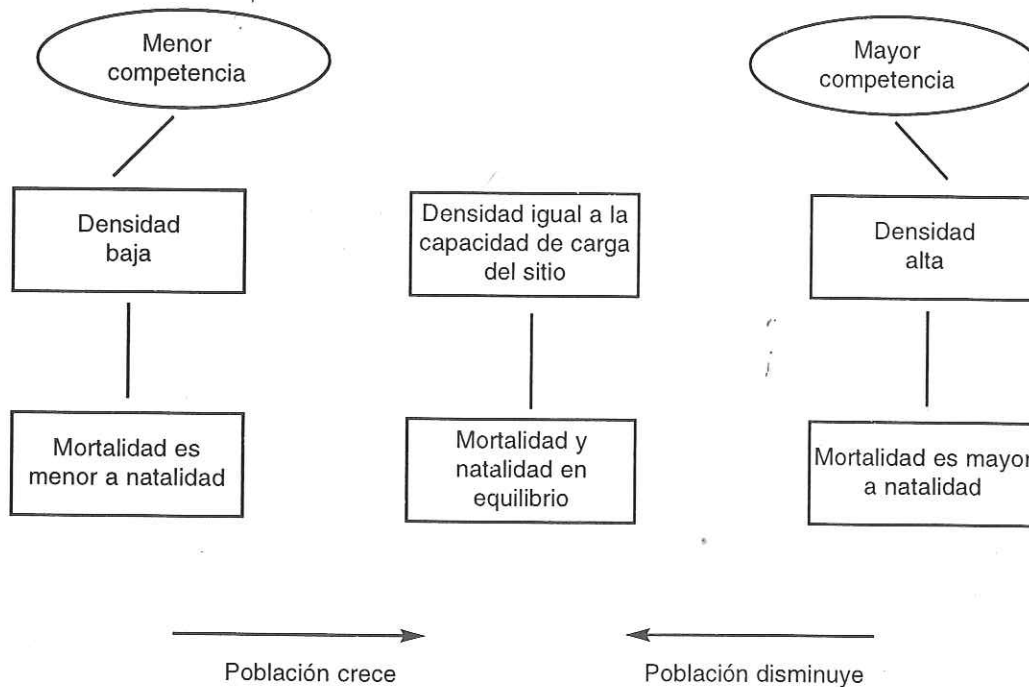


Fig. 2.21. Relación entre densidad, competencia, mortalidad y natalidad entre individuos de una especie (competencia intraespecífica).



La competencia intraespecífica es causada por una alta densidad de individuos dentro de una población que regula su tamaño en fases iniciales del desarrollo y en bosques dominados por una o pocas especies. Si la densidad es baja, la natalidad tiende a sobrepasar la mortalidad y la población crece. Una densidad alta resulta en una mortalidad mayor que la natalidad (mayor competencia) y la población disminuye en número de individuos. En ambos casos, el tamaño de la población se mueve hacia un punto de equilibrio entre natalidad y mortalidad, o capacidad de carga "K" del sitio. La capacidad de carga también se refleja en el rendimiento total final de un sitio: una mayor densidad resulta en competencia, lo que generalmente se refleja en un menor crecimiento. La consecuencia puede ser que haya que esperar más tiempo para producir el mismo volumen. A partir de una cierta densidad, sin embargo, la cosecha total será igual para ciertos rangos de densidades.

La mayor mortalidad cuando, por ejemplo, la población ha pasado el punto "K" se debe principalmente al fenómeno de autorraleo: la competencia resulta en mortalidad, reduciendo el número de plantas y permitiendo que los supervivientes tengan acceso a más recursos y así aumenten en peso y tamaño.

En los bosques discetáneos, este tipo de competencia se puede encontrar a nivel de plántulas, brinzales y latizales bajos (hasta 5 cm dap), particularmente en claros nuevos. Cuando los árboles llegan a latizales altos (dap >5 cm), la densidad de individuos de una sola especie en un sitio generalmente ha disminuido tanto que ya no hay competencia intraespecífica.

2.9.2 Competencia interespecífica

La competencia interespecífica resulta principalmente cuando individuos de una determinada especie tienen que compartir los recursos con individuos de otras especies (competencia por explotación). Generalmente conduce a la coexistencia de las especies competidoras, pero también puede conducir a la eliminación de una especie en un sitio determinado. Este tipo de competencia es asimétrica, más que todo por diferencias en el poder de competición entre especies. Los principales efectos son la reducción en fecundidad y supervivencia y en el crecimiento de individuos de la especie en desventaja.

Algunas especies pueden coexistir en ciertos sitios, a menudo con más individuos por unidad de área de los que tendrían si fueran plantadas como monocultivo, porque las especies generalmente toleran diferentes ambientes: ocupan nichos distintos usando a menudo los mismos recursos, pero en otros períodos o en otros espacios. Especies con una estrategia de reproducción del tipo "K" generalmente se adaptan bien a tales situaciones. Especies con una estrategia de reproducción "r", sin embargo, difícilmente podrán establecerse en un bosque cerrado y los disturbios que crean los claros, los cuales reducen la competencia interespecífica son importantes para su supervivencia. En este caso, el éxito de la especie no depende de su capacidad de competir con otras especies, sino de las oportunidades de regeneración creadas por la naturaleza, es decir de la frecuencia e intensidad de las perturbaciones.



En esta sección hemos:

- Destacado la competencia como un factor importante en la dinámica del bosque.
- Propuesto que esa competencia es el factor principal a manipular mediante la silvicultura.
- Distinguido dos tipos y dos estrategias de competencia.

2.10 Procesos dinámicos

2.10.1 La sucesión

“La sucesión es un proceso de cambio en la estructura y composición de la vegetación en un determinado sitio, de manera que a lo largo del tiempo, se encuentra en dicho sitio una serie de comunidades vegetales diferentes. A menudo, cada comunidad es de mayor estatura y biomasa, y contiene más especies que la anterior.” (Finegan 1993, p 144). Se reconocen dos tipos de sucesiones dependiendo del tipo de sustrato que la vegetación coloniza. Finegan (1993) las define de la forma siguiente:

- Sucesiones primarias son aquellas que se desarrollan sobre sustratos que nunca antes tuvieron vegetación, como materiales de origen volcánico, sedimentos depositados por ríos, materiales expuestos por derrumbes. El sustrato generalmente muestra condiciones adversas para el desarrollo de plantas. La sucesión es lenta; a menudo incluye una fase de mejoramiento del sitio en la cual las especies fijadoras de nitrógeno pueden tener un papel importante, y casi siempre depende completamente de semillas del exterior.
- La sucesión secundaria, es el proceso de recuperación del bosque después de que se ha abierto un claro. En el caso de un claro grande donde toda la vegetación haya sido destruida, como en el abandono de terrenos agrícolas, la sucesión empieza con el desarrollo de una vegetación dominada por hierbas, para dar paso a una vegetación arbórea que, con el tiempo, va a asumir una estructura y composición florística similar al bosque original. Si este proceso ocurre en áreas grandes y continuas pasará por fases denominadas bosques secundarios antes de llegar a una composición, estructura y equilibrio dinámico característica de los bosques primarios. Este proceso puede llevar cientos de años.

Muchas veces, sin embargo, ocurre sobre áreas pequeñas formando parte integral de los procesos dinámicos del bosque primario. En este caso, aunque mucha vegetación original es destruida, queda otra parte que permite que el bosque se recupere por rebrote y germinación de las semillas presentes en el suelo. Esto, por ejemplo, puede ocurrir como efecto extremo de huracanes en zonas como la costa atlántica norte de Honduras (Ferrando 1998, Rivas *et al.* 2000); el aprovechamiento forestal también puede tener este efecto. En estos casos, la sucesión secundaria suele saltar las fases tempranas y de una vez entra en fases de desarrollo con composición y estructura similares a la vegetación del bosque original. Entre menor sea el daño a la vegetación remanente, mas avanzada será la fase de desarrollo a partir de la cual comienza la recuperación. En este



contexto, Oldeman (1990) indica que estos disturbios son un “retroceso” en la sucesión; este retroceso es más o menos largo de acuerdo a la dimensión del disturbio.

Los fuegos frecuentes también pueden causar retrocesos con la gravedad de que pueden causar la destrucción de la capacidad de recuperación del bosque y retroceder la sucesión a una fase herbácea. En este caso, la recuperación podría tardar cientos de años e inclusive podría conducir a una vegetación con una estructura y composición diferente al bosque original (Louman 1987).

Cuando la sucesión se da en sitios libres de la vegetación original ocurren tres etapas de sucesión: la primera está dominada por plantas herbáceas y arbustivas y es de muy corta duración. La segunda está dominada por árboles de especies heliófitas efímeras, y la tercera etapa por heliófitas durables. A menudo, especies de los tres grupos ecológicos ya están presentes desde el inicio de la sucesión, pero su dominación no ocurre simultáneamente por diferencias en crecimiento y tamaño.

En estos casos, el proceso de sucesión secundaria está influenciado por la intensidad y el período de uso de la tierra antes de que se inicie el proceso, y por la disponibilidad de semillas cerca del sitio. El proceso puede conducir a bosques secundarios con la misma riqueza de especies que bosques primarios en 30 años (aún si la composición difiere), pero también puede no completarse, si no existen fuentes cercanas de semillas de especies del bosque maduro.

Conocer las sucesiones secundarias es importante, porque:

1. En sus diferentes fases es el proceso que caracteriza la recuperación del bosque después de disturbios
2. Es el proceso que lleva a la recuperación de áreas agrícolas y ganaderas abandonadas, y en este contexto Finegan (1993) indica que:
 - En el mundo, grandes extensiones de vegetación natural se encuentran en algún estado sucesional. Los bosques secundarios son buenos ejemplos de sucesión secundaria. En América Central, como en la mayoría de los países tropicales, su superficie va en aumento.
 - Diferentes estados de sucesión pueden cumplir con diferentes funciones y objetivos de manejo.
 - El conocimiento de los procesos de sucesión puede ayudar a desarrollar sistemas de uso sostenible de la tierra. Bosques secundarios jóvenes, por ejemplo, pueden formar un componente integral de un sistema agrícola (ver, entre otros autores, Louman 1987). El agricultor puede, por ejemplo, manipular la vegetación de barbechos para que haya una recuperación acelerada de los suelos (por ejemplo por medio de la incorporación de fijadores de nitrógeno), producción de bienes específicos (enriquecimiento con especies comerciales de crecimiento rápido) y funciones ecológicas (favorecer especies importantes para la alimentación de fauna).

2.10.2 Crecimiento

El crecimiento de un árbol es su aumento de tamaño en el tiempo. Se puede expresar en términos del diámetro, altura, área basal o volumen. A la magnitud del crecimiento se



denomina incremento. El crecimiento es el proceso principal que se pretende influir con la silvicultura pues conlleva al producto deseado: madera de ciertas dimensiones y cierta calidad. Por tal razón dedicamos esta sección al proceso de crecimiento.

Todo crecimiento implica un estado inicial mensurable y cambios en ese estado con el paso del tiempo. De allí se puede hablar de incremento total (diferencia entre un estado en un momento dado y el estado inicial), incremento corriente anual (incremento del último año de medición, ICA), incremento medio anual (promedio por año desde el año 0, IMA) o periódico anual (promedio por año durante un cierto período, IPA), o incremento relativo (en porcentaje del tamaño total promedio entre el comienzo y final del período de medición del crecimiento, IR). El Cuadro 2.6 presenta datos de parcelas permanentes de medición de CATIE-PROSIBONA en Los Laureles de Corinto, un bosque tropical húmedo de bajura en la zona norte de Costa Rica. El cuadro muestra los diferentes conceptos de crecimiento con base en cambios en los tamaños promedios por clase diamétrica durante un período de diez años.

Cuadro 2.6. Conceptos de crecimiento ilustrados con base en datos de mediciones* de *Pentaclethra macroloba* durante diez años en parcelas permanentes de medición (PPM) del proyecto CATIE-PROSIBONA, situadas en un bosque tropical húmedo no intervenido de la zona norte de Costa Rica

Clase dap	Diámetro (cm)			ICA		TOTAL		IPA		IR	n
	1988	1996	1997	cm	CV	cm	CV	cm	CV	%	
10	14,6	20,3	21,3	1,0	66	6,7	61	0,7	61	5,5	17
20	23,9	30,6	31,7	1,1	51	7,9	39	0,8	39	4,0	16
30	34,9	41,5	42,6	1,0	42	7,7	18	0,8	18	2,6	10
40	44,0	49,1	50,0	0,9	28	6,0	32	0,6	32	1,9	8
50	54,3	57,7	58,3	0,6	28	4,0	27	0,4	27	1,1	6
60	60,0	65,0	65,7	0,7		5,7		0,6		1,1	1

*Promedios por clase diamétrica de 10 cm de ancho cada una.

ICA = Incremento Corriente Anual (mm)

Total = Incremento total del período (mm)

IPA = Incremento Periódico Anual (Total/10 años, mm)

IR = Incremento Relativo $(ICA / ((dap(88) + dap(97)) / 2))$

n = número de árboles usados para el estimado

CV = Coeficiente de variación (%)

Para describir el crecimiento sobre el tiempo se suele emplear una curva sigmoidea como la que aparece en la Fig. 2.22, la cual tiene mas o menos la misma forma para cualquier organismo vivo. En la producción forestal, esta curva se suele aplicar para analizar el aumento del diámetro, la altura, el área basal o el volumen de madera. En los bosques primarios de los trópicos, es difícil determinar la edad, por lo cual generalmente se usa el tamaño o fase de desarrollo como indicador de paso del tiempo, y no la edad. La forma sigmoidea de la curva representa el crecimiento de un individuo en condiciones sin límite de recursos. La competencia por luz en las etapas de brinzal y latizal, por ejemplo, podría reflejarse en una pendiente más suave al inicio de la curva. Competencia en fases posteriores, u otros factores limitantes, puede resultar en que el crecimiento siga la misma curva sigmoidea, pero la parte superior de la "S" se encuentra a niveles más bajos que la del "S" sin restricciones.

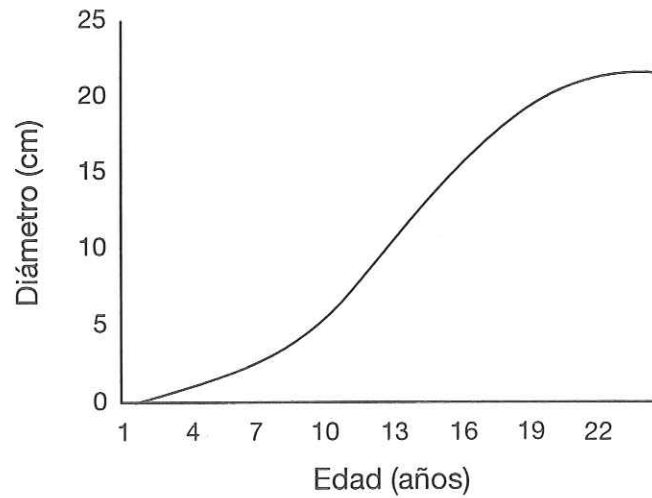


Fig. 2.22. Curva sigmoidea de crecimiento que muestra un patrón típico de crecimiento de árboles individuales sobre el tiempo, en términos de diámetro, altura o volumen. En los bosques naturales de los trópicos se suele utilizar la clase diamétrica y no la edad como medida de tiempo.

De la misma gráfica se desprenden las curvas de incremento medio (IMA) y corriente anual (ICA o IPA), como las que aparecen en la Fig. 2.23. Estos conceptos son los mas comúnmente citados y empleados para el análisis del crecimiento de masas forestales.

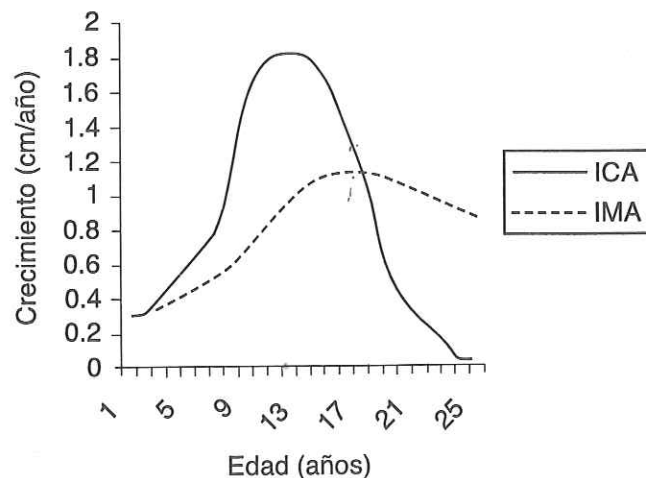


Fig. 2.23. Incremento Medio Anual (IMA) y Corriente Anual (ICA) para el árbol de la Fig. 2.22.



Los conceptos expuestos arriba se aplican generalmente en el análisis de datos de crecimiento medidos en el bosque, y se pueden utilizar, por ejemplo, para determinar si un árbol, o un rodal coetáneo, es "maduro": a partir del momento que el crecimiento corriente anual comienza a ser menor al incremento medio anual, será menos atractivo mantener el árbol (o rodal coetáneo) en pie.

Para la predicción del crecimiento hacia el futuro, sin embargo, necesitamos analizar el concepto de crecimiento con más detalle. El crecimiento es producto de los procesos de anabolismo, o síntesis, y catabolismo. El primer proceso captura la energía necesaria para producir tejidos y para cumplir con las funciones del organismo. El segundo mantiene los tejidos y en este proceso consume y libera parte de la energía mediante la respiración.

Vanclay (1994) describe varias intenciones para captar el crecimiento en ecuaciones, sea empíricas, basadas sólo en datos de campo, o teóricas, relacionando datos de campo con la teoría biológica. De estas, se utiliza comunmente la ecuación de Bertalanffy (1941, 1942, 1949, 1968, citados en Vanclay 1994). El supuso que, para animales, la síntesis y la degradación se puede expresar en función de la masa:

$$dY/dt = \beta_1 Y - \alpha e^{-\gamma t}$$

Donde Y es el tamaño del individuo, t es tiempo y α , β , y γ son constantes, de los cuales α suele tener un valor entre 2/3 y 1.

El problema de la ecuación de Bertalanffy es que no permite el crecimiento de árboles muy grandes. El Recuadro 2.6 muestra un ejemplo de la aplicación de una adaptación de la ecuación (Valle 1986) para un bosque en Costa Rica. La ecuación se derivó de datos empíricos, mostrando promedios pero no explicando como pudiera variar el crecimiento según factores ambientales. Según la ecuación, no podrían existir árboles con un dap mayor a 120 cm, ya que los árboles grandes no crecen. Clark y Clark (1999) encontraron que, en un bosque de la zona norte de Costa Rica, aún árboles con un dap mayor a 100 cm de las especies *Hyeronima alchorneoides* y *Pithecellobium elegans* mantuvieron un crecimiento diamétrico de aproximadamente 1 cm/año.

La ecuación en el recuadro, entonces, presta poca atención a factores externos que pueden influir el crecimiento, ni al potencial de árboles grandes de seguir creciendo si los recursos están disponibles. En este sentido, su valor predictivo se limita a situaciones promedias para árboles de tamaños medianos.

Vanclay (1994) describe como varios autores aplicaron la ecuación a datos de crecimiento de plantas con buenos resultados, aunque sus trabajos resultaron en varios ajustes de la ecuación. Una variante prometedora es la ecuación:

$$\ln \Delta d = \beta_0 + \beta_1 \ln d + \beta_2 d^k$$

Donde d es el diámetro y $k = 1$ o $k = 2$. Esta ecuación mantiene las limitaciones mencionadas arriba.



Recuadro 2.6 Modelo de incrementos diamétricos en una población de árboles de especies maderables en Costa Rica.

En estudios de crecimiento en Costa Rica, se ha utilizado la fórmula de Del Valle (1986), la cual es una adaptación de la fórmula de Bertalanffy y que refleja las relaciones superficie - volumen.

$$ICA = A+Bd+Cd^m$$

donde:

ICA es el incremento corriente anual

A, B, y C son parámetros poblacionales estimados por el método de mínimos cuadrados o regresión (comparables con los β y γ en el texto principal).

m es otro parámetro poblacional que se determina iterativamente hasta lograr una r^2 máxima (α en el texto principal). En la mayoría de los casos un valor de **m** igual a 2/3 ofrece buenos ajustes. Por lo general **m** varía entre 1/3 y 2.

d es el diámetro.

En esta ecuación el factor **d** es proporcional a la superficie y **dm** proporcional al volumen.

A, B, C, y m reflejan los efectos de la genética y del sustrato sobre el crecimiento. Estos efectos aumentan con el diámetro en situaciones de recursos limitados, explicando la importancia del tamaño del árbol a partir del momento que sus requerimientos alcanzan la disponibilidad de recursos.

En la mayoría de los casos el parámetro **A** no es significativamente diferente de cero por lo que se omite, como es el caso del ejemplo presentado en la Fig. 2.R.1.

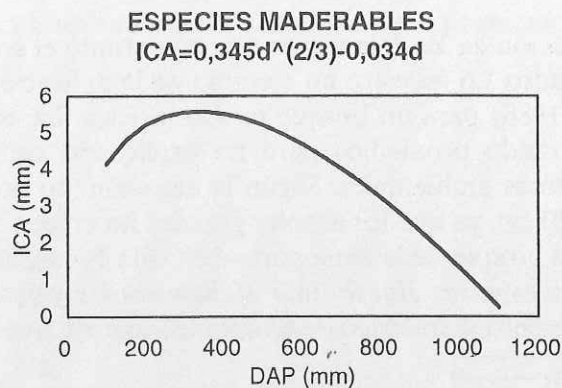


Figura 2.R.1 Modelo de los incrementos diamétricos en la población de árboles de especies maderables en Costa Rica. Fuente Valerio y Salas (1996).

Esta ecuación describe una parábola en la que los individuos de la clase de 10 a 20 cm, presentan incrementos menores, posiblemente por no tener de pleno acceso a los recursos que ofrece el medio. Después de alcanzar su pleno desarrollo los árboles experimentan un crecimiento cada vez más lento hasta alcanzar el diámetro máximo de la especie, esto corresponde al momento en el que el incremento es nulo. Se llama la atención sobre el hecho de que la curva del ejemplo corresponde a una mezcla de especies creciendo en diferentes tipos de bosque. Para la silvicultura, lo interesante es, identificar especies y árboles individuales que muestran desviaciones hacia arriba del comportamiento promedio, y aumentar el número de estos árboles por medio de tratamientos silviculturales. Note también que, aunque el crecimiento en diámetro disminuye, el crecimiento en volumen puede mantenerse por más tiempo, porque la madera se forma sobre un superficie cada vez mayor.



Según el mismo Vanclay (1994) hay dos variantes que tratan de evitar estas limitaciones, incorporando efectos ambientales y competencia. El menciona a una ecuación desarrollada por Wykoff para un modelo de crecimiento llamado "Prognosis" (Wykoff 1990, citado por Vanclay 1994):

$$\ln \Delta d^2 = \beta_0 + \beta_1 \ln d + \beta_2 d^2 + E + C$$

donde E describe los efectos ambientales como tipo de hábitat, ubicación geográfica, altitud, pendiente, aspecto, y C describe la intensidad de competencia en términos de profundidad de la copa, tamaño relativo del árbol, y la competencia por luz entre las copas de diferentes árboles. La ecuación da resultados muy similares a la ecuación de Bertalanffy para árboles hasta 80 cm en el ejemplo de la Fig. 2.24, pero permite que árboles de mayor tamaño sigan creciendo y por ende, según Vanclay, refleja mejor la realidad.

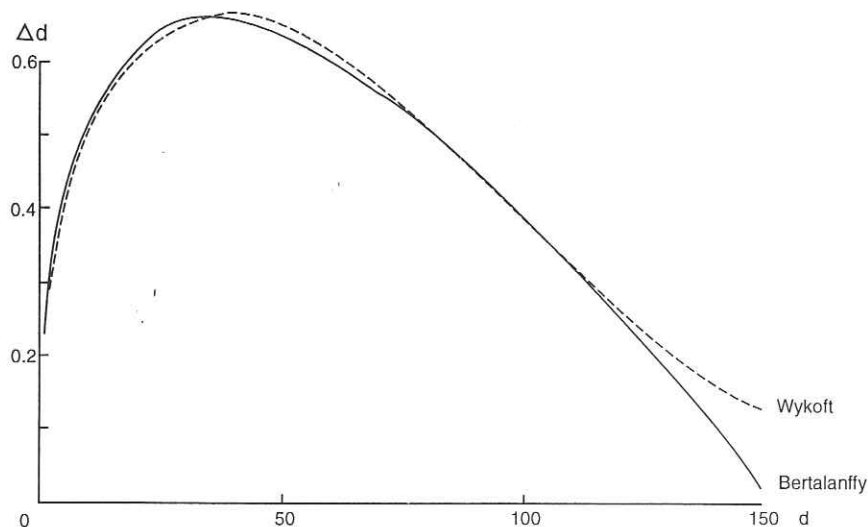


Figura 2.24 Comparación de las ecuaciones de Bertalanffy y Wykoff para predecir incrementos diamétricos (adaptado de Vanclay 1994, figura 8.3).

Para nosotros la importancia de los estudios realizados en este campo se encuentra principalmente en que establecen la relación entre crecimiento y factores intrínsecos a las especies (las constantes), tamaño de los individuos, factores de sitio, y factores de competencia. Recomendamos leer el libro de Vanclay (1994) para los estudiantes que quieren profundizar en este tema. Seguidamente ilustraremos los diferentes factores por separado.

- Tamaño o la relación superficie de síntesis (follaje) - volumen. Una vez que el volumen, que requiere de los productos de la síntesis, alcanza un tamaño y requerimientos de respiración que el follaje y las raíces no son capaces de abastecer satisfactoriamente, el crecimiento disminuye hasta detenerse. Esto se manifiesta en el hecho de que, a partir de este momento, el incremento diametral de los árboles decrece, hasta llegar a cero. (Fig. 2.25).

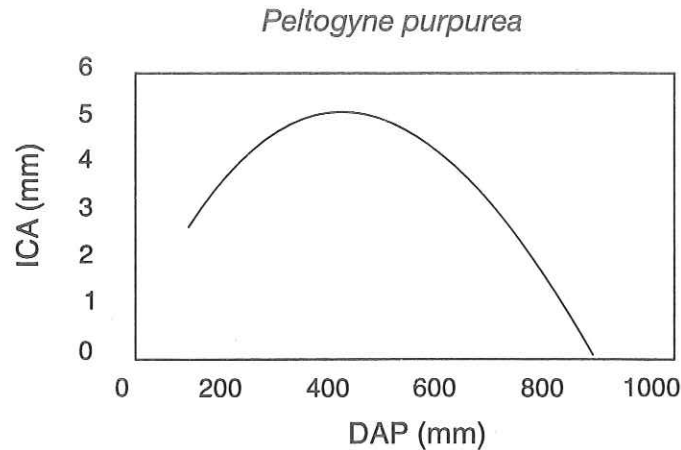
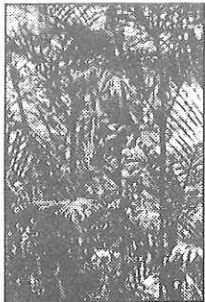


Fig. 2.25 Incrementos diamétricos en la población de *Peltogyne purpurea* en la península de Osa, Costa Rica. Fuente: Valerio *et al.* (1995).

- El vigor. Es la capacidad intrínseca de cada individuo de aprovechar los recursos del medio, agua, luz y nutrimentos. El vigor varía por factores externos como competencia, plagas, enfermedades, pérdida de ramas, heridas. La forma de copa es una buena indicación del vigor del árbol. Camacho y Finegan (1997) encontraron una relación positiva entre integridad de la copa y crecimiento. La posición relativa de la copa tiene importancia para el vigor del árbol, ya que determina su acceso a la luz, el cual, a su vez, determina diferencias en los incrementos de los individuos de una misma población y misma calidad de copa (Camacho y Finegan 1997, Clark y Clark 1999). El efecto de una buena iluminación de la copa se puede observar en el ejemplo de la Fig. 2.26. En este caso se analizó el comportamiento de los incrementos tanto en árboles con acceso a la luz directa (posiciones de copa 1, 2 y 3), como el de los que no reciben luz directamente (posiciones de copa 4 y 5). La clasificación de la posición de copa pertenece a Dawkins, adaptada por Hutchinson (1993). En la sección sobre 'Muestreo diagnóstico' en el capítulo 6 se analizará con más detalle.

Con la silvicultura buscamos maximizar la capacidad intrínseca de crecer que una selección de árboles individuales posee

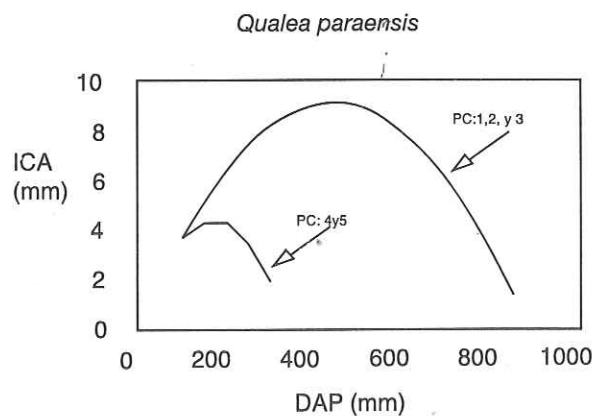


Fig. 2.26. Incrementos diamétricos en árboles de *Qualea paraensis* en diferentes situaciones de iluminación en la península de Osa, Costa Rica. PC: Posición de copa Fuente: Valerio *et al.* (1995).



- Los factores propios del sitio. La disponibilidad de recursos también afecta el vigor y el crecimiento. En este caso se puede mencionar, a manera de ejemplo, las diferentes tasas de incremento observadas en poblaciones de la misma especie pero en sitios diferentes.
- La competencia es uno de los factores más interesantes que determinan el crecimiento y el vigor, en virtud de que se puede manipular mediante tratamientos silviculturales. Estos tratamientos reducen el área basal, indicador del nivel de competencia por los recursos luz, agua y nutrimentos en la que se encuentran los árboles. La manipulación se puede dirigir para favorecer a los individuos más deseables. En un experimento en la región noreste de Costa Rica, Camacho y Finegan (1997) encontraron que los árboles en las parcelas bajo tratamiento estaban creciendo a una tasa superior a la del testigo. Los tratamientos fueron dirigidos a reducir la competencia por luz de árboles de las especies comerciales y por ende favorecieron sólo a los árboles de futura cosecha.

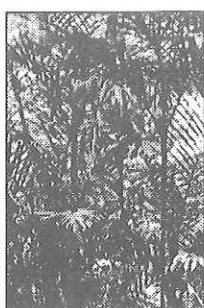
Una vez que el rodal recupera los niveles de competencia propios de sus condiciones se supone que el ritmo de crecimiento volverá a los niveles previos, de manera que el efecto de los tratamientos en las tasas de crecimiento es temporal.

En esta sección hemos:

- Enfatizado la importancia de los claros para la regeneración.
- Presentado tres niveles de organización para analizar los bosques y su diversidad.
- Definido sucesión y su importancia.
- Definido crecimiento y los factores que influyen en el crecimiento.

2.11 Bibliografía

- Aguilar, N. 1999. Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores. Tesis MSc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 74 p.
- Aubreville, A. 1957. Accord a Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. Bois et Forêts de Tropiques no. 51.
- Baur, G.N. 1964. The ecological basis of tropical rain forest management. Sydney, Australia, Forestry Commission of New South Wales.
- Beard, J.S. 1964. Los climas de vegetación en la América Tropical. Revista de la Facultad Nacional de Agronomía 6 (23). Colombia.
- Blaser, J., M. Camacho, 1991. Estructura, composición y aspectos silviculturales de un bosque de roble (*Quercus* spp.) del piso montano en Costa Rica. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales No. 1. CATIE. Serie Técnica. Informe técnico no 185. 68 p.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensociologie, grundzüge der vegetationskunde (sociología de plantas). Tercera edición. Springer-Verlag, Vienne/New York. 865 p.
- Brokaw N. V.L. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. Biotropica 15 (2): 125-128.
- Brokaw N. V.L. 1982a. Treefalls: frequency, timing and consequences. In Leigh, E. G., Rand, A. S. y Windsor, D. M. (eds) The ecology of a tropical forest. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. Turrialba (C.R.) 15: 40-42.
- Camacho, M.; Finegan, B. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un



- bosque húmedo del noreste de Costa Rica. CATIE. Serie Técnica, Informe Técnico no. 295. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 11. 38 p.
- Clark, D.A., 1994. Plant demography. In McDade, L.A., K.S. Bawa, H.A. Hespentheide, G.S. Hartshorn (eds). La Selva, ecology and natural history of a neotropical rainforest. Chicago Press. pp 90-105.
- Clark, D.A. y D.B. Clark. 1999. Assessing the growth of tropical rain forest trees: issues for forest modelling and management. *Ecological applications* 9 (3): 981-997.
- Cruz, J.R., de la. 1982. Clasificación de zonas de vida de Guatemala a nivel de reconocimiento. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación, Guatemala. 42 p.
- Curtis, J.F. y R.P. McIntosh. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31: 434-450
- Delgado, D., Finegan, B., Zamora, N., Meir, P. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica: cambios en la riqueza y composición de la vegetación. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales No. 12. Serie Técnica, Informe técnico no. 298, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 43 p.
- Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotrópica* 12 (supl.): 47-55.
- FADCANIC 1998. Plan general de manejo de Lisangni, comunidad de Layasiksa. Período del plan: 1999 a 2028 (borrador). Fundación para el Desarrollo y la Autonomía de la Costa Atlántica de Nicaragua. 30 p. + anexos.
- Ferrando, J.J. 1998. Composición y estructura del bosque latifoliado de la costa norte de Honduras: pautas ecológicas para su manejo. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 71 p.
- Finegan, B. 1993. Apuntes del curso Bases ecológicas para el manejo de bosques tropicales. Curso CATIE-DSE, abril 1996, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 222 p.
- Finegan, B. 1997. Comunidades de bosques tropicales: historia, perturbación y el efecto del ambiente físico. Apuntes de clase de postgrado de CATIE "Bases ecológicas para el manejo de bosques tropicales" (borrador). CATIE, Turrialba, Costa Rica
- Finegan, B.; Delgado, D. 1997. Bases ecológicas para el manejo de bosques tropicales. 1: Los ambientes forestales tropicales y el ajuste de las especies vegetales (Borrador). 2. Comunidades de bosques tropicales: historia, perturbación y el efecto del ambiente físico (Borrador). Apuntes del curso Manejo y silvicultura de los bosques tropicales, CATIE, marzo-abril 1998, Turrialba, Costa Rica. 14 + 19 p.
- Finegan, B.; Sabogal, C. 1988. El desarrollo de sistemas de producción sostenible en bosques tropicales húmedos de bajura. Un estudio de caso en Costa Rica. Parte 2. *El Chasqui* 18: 16-24.
- Fournier, L.A. 1993. La vegetación de Costa Rica: su diversidad, estado actual de conservación y su potencial para el desarrollo de Costa Rica. In Colegio de Ingenieros Agrónomos. IX Congreso Nacional Agronómico y de Recursos Naturales 18-22 octubre 1993, San José, Costa Rica. Vol I, Sesiones de actualización y perspectivas "La agricultura de hoy para la Costa Rica de mañana". CIA, San José, Costa Rica. Capítulo 16, 21 p.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la zona norte de Costa Rica. MSc-Tesis, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 64 p + 6 anexos.
- Graaf, N.R. de. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Agricultural University Wageningen, Paíse Bajos. 250 p.
- Guariguata, M. 1998. Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. CATIE. Serie técnica. Informe técnico no. 304. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 14. 25 p.
- Hallé, F., R.A.A. Oldeman, P.B. Tomlinson. 1978. Tropical trees and forests: an architectural analysis. Springer, Berlin heidelberg Nueva York. 441 p.
- Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. Academic Press, New York. 892 p.
- Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotrópica* 12 (supl): 23-30.
- Hartshorn, G.S. 1983. Plants. In D.H. Janzen (ed.). Costa Rican natural history. Chicago, EE.UU. University Press. p 118-157.
- Hawley, R.C.; Smith, D.M. 1972. Silvicultura Práctica. Barcelona, España, Omega. 544 p.
- Herrera, B., B. Finegan. 1997. Substrate conditions, foliar nutrients and the distributions of two canopy tree species in a Costa Rican secondary rain forest. *Plant and Soil* 191: 259-267.
- Herrera, B., J.J. Campos, B. Finegan, y A. Alvarado. 1999. Factors affecting site productivity of a Costa Rican secondary rainforest in relation to *Vochysia ferruginea*, a commercially valuable canopy tree species. *Forest Ecology and Management* 118: 73-81.
- Holdridge, L.A. 1967. Life zone ecology. San José, Costa Rica, Tropical Science Center. 206 p.
- Holdridge, L.; Grenke, W.C.; Hatheway, W.H.; Liang, T; Tosi Jr., J.A. 1971. Forest environments in tropical life zones. A pilot study. Oxford, Inglaterra, Pergamon. 747 p.



- Holdridge, L.A. 1996. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 216 p.
- Hubbel, S.P.; Foster, R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In Crawley, M.J. (ed). *Plant Ecology*. Londres, Blackwell. pp 77-98.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *Amer. Natur.* 113: 81-101.
- Hutchinson, G.E. 1978. *An introduction to population ecology*. New Haven, Yale University Press. 260 p.
- Jolón, M.R. 1999. Establecimiento de la línea base de información de biodiversidad del bosque manejado en San Miguel La Palotada, Petén, Guatemala y su aplicación en el monitoreo. Tesis MSc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 77 p.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Rossdorf, Alemania, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 335 p.
- Leigh, E.G. 1999. *Tropical forest ecology: a view from Barro Colorado Island*. New York/Oxford, Oxford University Press. 245 p.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R.; Hartshorn, G.S. 1996. Tropical forest structure and composition on a large scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology* 84: 137-152.
- Louman, B. 1987. Subsistence use of fallow vegetation in the highlands of Papua New Guinea. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 35: 546-549
- Mabberley, D.J. 1983. *Tropical rain forest ecology*. Glasgow y Londres, Blackie 300 p.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 107 p.
- Marmillod, D. 1982. *Methodik und Ergebnisse von Untersuchungen über Zusammensetzung und Aufbau eines Terrassenwaldes im peruanischen Amazonien*. Disertación Universidad de Göttingen, Alemania.
- Martínez-Ramos. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural en selvas altas perennifolias. In Gomez- Pompa, A, del Amo, R. S. 1985. *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz - México*. Vol 2. Alambra Mexicana. Pp. 191- 239.
- Oldeman, R.A.A. 1983. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. In Sutton, S.L., T.C. Whitmore and A.C. Chadwick (editores) *Tropical Rain Forest Ecology and Management*. London, British Ecological Society. pp 139-150.
- Oldeman, R.A.A. 1990. *Forests: elements of silvology*. Berlin, Alemania, Springer Verlag. 624 p.
- Orozco, L. 1991. Estudio ecológico y de estructura horizontal de seis comunidades boscosas de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. CATIE. Serie Técnica. Informe técnico no 176. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales no. 2. 34 p.
- Parker, G.G. 1994. Soil fertility, nutrient acquisition and nutrient cycling. In McDade, L.A., K.S. Bawa, H.A. Hespenheide, G.S. Hartshorn (eds). *La Selva, ecology and natural history of a neotropical rainforest*. Chicago Press. pp 54-63.
- Peralta, R.; Paredes, R.; Herrera, H. 1987a. Zonas de vida y descripción fisonómica de los bosques en el área de estudio del proyecto para el estudio y manejo de áreas silvestres de Kuna Yala (PEMASKY). Informe de consultoría del Centro Científico Tropical (CCT) Panamá. 99 p.
- Peralta, R., Hartshorn, G.S.; Lieberman, D.; Lieberman, M. 1987b. Reseña de estudios a largo plazo sobre composición florística y dinámica del bosque tropical en La Selva, Costa Rica. *Biología Tropical* 35 (supl): 23-40.
- Proyecto de Desarrollo Comunitario Forestal Mocerón. 1998. Plan de manejo forestal bosque latifoliado en usufructo: Layasicsa-siksatingni-wisplini. MOPAWI/WWF/Fundación VIDA/FINZMOS, Mocerón, Puerto Lempira, Honduras. 61 p.
- Richards, P.W. 1976. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge, R.U., University Press. 459 p.
- Rivas, H., M. Kanninen, B. Louman, G. Galloway, B. Finegan. 2000. Daños causados por el huracán Mitch en rodales intervenidos y no intervenidos, en la zona norte de Honduras. *Revista Forestal Centroamericana*.
- Rollet, B. 1974. *L'architecture des forets denses humides sempervirentes de plaine*. C.T.F.T. Nogent sur Marne. 298 p.
- Sánchez, P.A. 1982. *Suelos del trópico*. San José, Costa Rica, IICA. 634 p.
- Sheng, T.C. 1990. *Watershed management manual. Watershed survey and planning*. FAO Conservation Guide 13/6. Roma. 170 p.
- Sollins, P.; Sancho, F.; Mata R.; Sanford Jr., R.L. 1994. Soils and soil process research. In McDade, L.A., K.S. Bawa, H.A. Hespenheide, G.S. Hartshorn (eds). *La Selva, ecology and natural history of a neotropical rainforest*. Chicago Press. pp 34-53.
- Stadtmüller, T. 1994. Impacto hidrológico del manejo forestal de bosques naturales tropicales; medidas para mitigarlo. CATIE. Serie técnica. Informe técnico no. 246. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales no.10. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 62 p.



- Strong, D. R. 1977. Epiphyte, loads treefall and perenial forests disruption: a mechanism for maintaining higher tree species richness in the tropics without animals. *J.Biogeogr.* 4: 215-218.
- Tosi Jr., J.A. 1971. Inventariación y demostraciones forestales en Panamá: Zonas de vida, una base ecológica para investigaciones silvícolas e inventariación forestal en la república de Panamá. FAO, Roma. 123 p.
- Valerio, J.; Salas, C. 1996. Informe final de proyecto Dinámica del bosque húmedo tropical y perspectivas para su manejo. Departamento de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago. p 62.
- Valerio, J.; Salas, C.; Castillo, M. 1995. Informe final de proyecto Comportamiento del bosque natural después del aprovechamiento forestal. Departamento de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago. p 127.
- Valle del, J.I. 1986. La ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy en la determinación de la edad y el crecimiento de árboles tropicales. *Revista Facultad de Agronomía (Med. Colombia)*. 39 (1): 61-74.
- Vanclay, J.K. 1994. Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests. CABInternational. 312 p.
- Vareschi, V. 1980. *Vegetationoekologie der tropen*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, Alemania. 293 p.
- Vázquez-Yanes, C.Y.; Orozco-Segovia, A. 1987. Fisiología ecológica de semillas en la estación de biología tropical Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical* 35 (Suplemento 1): 85-96.
- Wadsworth, F.H. 1997. Forest production for tropical America. USDA Forest Service, Agriculture Handbook 710. Washinton DC, E.U. 563 p.
- Whitmore, T.C. 1984. *Tropical Rain Forest of the Far East*. Oxford, R.U. Clarendon Press. 341 p.



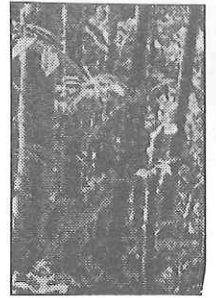
Capítulo 3

Sistemas silviculturales

- 3.1 Sostenibilidad y buen manejo
- 3.2 Selección de un sistema silvicultural
- 3.3 Los primeros sistemas silviculturales en los trópicos
- 3.4 Sistemas monocíclicos
- 3.5 Sistemas policíclicos
- 3.6 Pasos principales en la planificación silvicultural
- 3.7 Bibliografía

Bastiaan Louman

Los sistemas silviculturales deben partir de los objetivos de los propietarios y usuarios y del potencial del bosque para cumplir con estos objetivos. Foto: UMBN/CATIE



Sistemas silviculturales

Un sistema silvicultural es una secuencia lógica de actividades, que se realizan para mantener, remover y remplazar productos forestales, y que resultan en bosques con ciertas características (adaptado de Troup 1952). Los sistemas silviculturales para la producción de madera se pueden definir, entonces, como una secuencia de muestreos y tratamientos para favorecer a ciertos árboles y eliminar otros, de manera que se obtenga un bosque con una mayor proporción de árboles de especies comerciales, que a la vez son más vigorosos (adaptado de Baur 1964). Un ejemplo ilustrativo se aprecia en la Fig. 3.1.

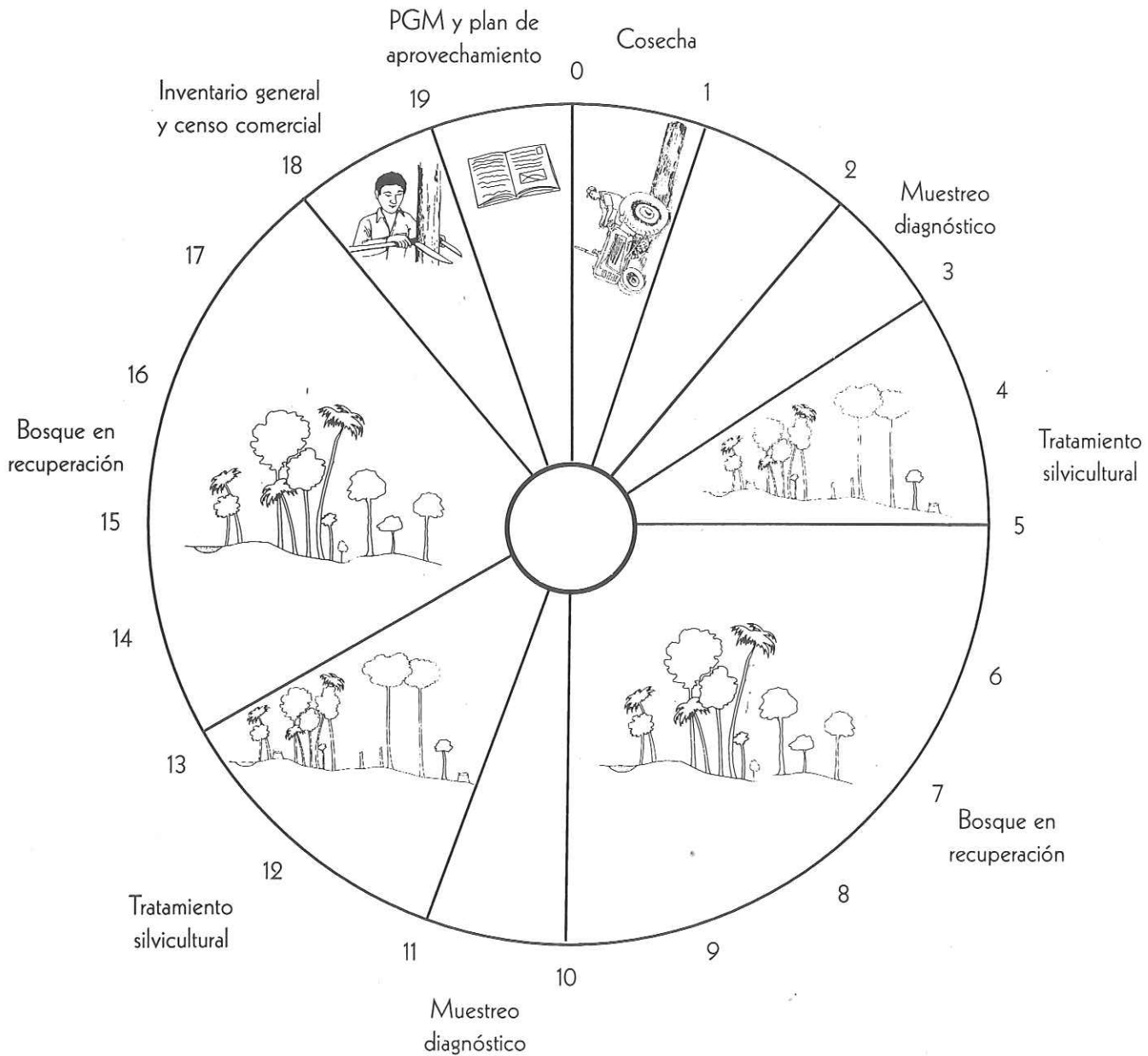
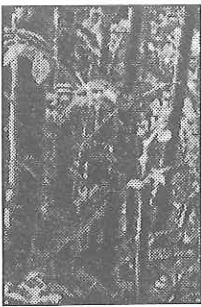


Fig. 3.1. Actividades del manejo propuestas para un ciclo de corta en un bosque primario en Costa Rica (adaptado de Finegan et al.1993)



Los primeros sistemas silviculturales fueron diseñados para bosques muy homogéneos

El concepto de sistemas silviculturales nació en Europa. En 1928 se publicó la primera edición del trabajo de Troup (1952), el cual describía varias experiencias en Europa y algunas de sus colonias, y proponiendo una clasificación de los diferentes sistemas. La selección de un sistema u otro, la adaptación de un sistema a la situación local y la clasificación de estos sistemas, depende mucho de la composición florística, la estructura y la dinámica de los bosques por manejar. Tales características en los bosques tropicales húmedos latifoliados difieren mucho de las de los bosques templados, y además difieren entre bosques naturales y plantaciones. Nuestro enfoque se centra en el bosque tropical húmedo natural.

Muchos de los esfuerzos en el desarrollo de sistemas silviculturales para la producción de madera en bosques naturales de los trópicos tuvieron lugar en bosques con una composición florística relativamente simple, con un género o pocas especies dominantes (Baur 1964), lo que facilita el manejo. Varios de los primeros sistemas pretendieron simplificar la estructura y la composición del bosque, como el Sistema Uniforme Malayo (Wyatt-Smith 1963); otros sistemas sólo pusieron restricciones a la extracción, sin considerar actividades adicionales para asegurar una próxima cosecha. Algunos sistemas, por ejemplo, solo establecieron un diámetro mínimo de corta (DMC). La conservación y protección del bosque natural en general no se consideró compatible con la producción de madera.

Durante el siglo XX se desarrollaron varios sistemas silviculturales para los bosques tropicales húmedos, adaptando sistemas conocidos a las condiciones locales. Todos esos sistemas buscan hasta cierto punto una simplificación en la composición florística y/o una simplificación en la estructura vertical del bosque.

La mayoría de los sistemas silviculturales pretenden simplificar el bosque en estructura, composición florística, o en ambas

En este capítulo queremos reseñar los principales sistemas desarrollados, y mostrar como poco a poco se ha logrado incorporar en los sistemas la conservación de una gran parte de la diversidad de los bosques tropicales. Aunque un conocimiento de los diferentes sistemas es importante, queremos enfatizar que por la diversidad ecológica, económica, política, cultural y social de los bosques tropicales y sus contextos, estas experiencias sólo nos servirán como marco general dentro del cual podemos desarrollar nuestras propias versiones de un sistema silvicultural determinado. Para este desarrollo, necesitamos poder manejar los diferentes conceptos silviculturales, no sólo los expuestos en este capítulo, sino también en los otros capítulos de este texto, como los aspectos ecológicos, técnicos y económicos de la silvicultura.



Recuadro 3.0. Caso de La Tirimbina Rain Forest Center, Costa Rica

En 1988, el CATIE por medio del proyecto PROSIBONA, inició investigaciones sobre la dinámica de un bosque muy húmedo premontano transición a basal a muy húmedo tropical (bmh-P a bmh-T, según la clasificación de Holdridge -ver capítulo sobre ecología) (Camacho y Finegan 1997, Delgado *et al.* 1997, Quirós y Finegan 1994, Quirós y Gómez 1998). El bosque, entonces privado, ahora parte del Tirimbina Rainforest Center, tiene una superficie de 180 ha, aunque el manejo y las investigaciones se llevaron a cabo en solo 30 ha. Fue intervenido en 1962 principalmente para aprovechar *Minquartia guianensis*¹, y al inicio de los años ochenta para sacar *Terminalia amazonia* (Manta 1988) y *Carapa guianensis* (Quirós, com. pers.²). El objetivo de las investigaciones era determinar el crecimiento y producción de la vegetación (Finegan y Sabogal 1988a) y luego se amplió para incluir el desarrollo de una propuesta de manejo de los bosques primarios explotados en la zona para la producción de madera (Quirós y Finegan 1994). El dueño estaba interesado en la producción de madera para un ingreso inmediato, pero sin perder la oportunidad de obtener madera en futuras ocasiones (Quirós, com.pers.). A continuación se presentan las principales actividades realizadas.

Inventarios

Antes del aprovechamiento, el bosque tenía un área basal promedio de 23,4 m²/ha³, y 506 individuos/ha (árboles de >10 cm dap). Inicialmente se consideraron 44 especies comerciales, las cuales representaron 44% de los individuos y 66% del área basal (Manta 1988). Según datos de las PPM establecidas por el CATIE, el bosque se caracteriza por una alta presencia de gavilán (*Pentaclethra macroloba*), acompañada por palmas de las especies *Welfia georgii*, *Iriartea deltoidea*, *Euterpe precatoria* y *Socratea exorrhiza*. En el Cuadro 3.R.1 se presentan las diez especies de mayor importancia (Índice de Valor de Importancia, IVI). Sólo gavilán era comercial, y sólo gavilán y *Pouteria campechiana* son árboles del dosel superior.

Cuadro 3.R.1. Especies de mayor importancia en siete de las nueve parcelas inventariadas antes del aprovechamiento (1 ha cada una)

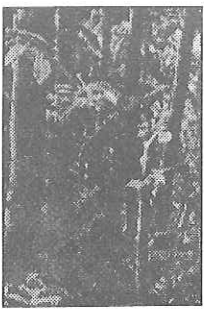
Especie	N/ha	N(%)	G/ha	G(%)	Fabs	F(%)	IVI
<i>Pentaclethra macroloba</i>	72,1	14,2	7,3	31,4	160	6,5	52,1
<i>Welfia georgii</i> (Palmae)	20,1	4,0	0,4	1,7	97	3,9	9,6
<i>Iriartea deltoidea</i> (Palmae)	16,7	3,3	0,4	1,5	73	2,9	7,8
<i>Euterpe precatoria</i> (Palmae)	20,6	4,1	0,2	0,9	70	2,8	7,8
<i>Ferdinandusa panamensis</i>	21,9	4,3	0,3	1,4	39	1,6	7,3
<i>Socratea exorrhiza</i> (Palmae)	15,1	3,0	0,2	0,9	80	3,2	7,1
<i>Protium ravenii</i>	14,9	2,9	0,3	1,3	66	2,7	6,9
<i>Dystovomita paniculata</i>	14,0	2,8	0,3	1,5	57	2,3	6,5
<i>Pouteria campechiana</i>	5,4	1,1	0,7	3,2	32	1,3	5,6
<i>Casearia arborea</i>	9,7	1,9	0,2	1,0	57	2,3	5,3
Subtotal (10 primeras especies)	210,5	41,6	10,3	44,8	731	29,5	116,0
Otras especies (>224)	295,5	58,4	13,1	55,2	1745	80,5	184,0
Total	506	100	23,4	100	2476	100	300

Fuente: Datos de 1990, archivos Unidad de Manejo de Bosques Naturales, CATIE 1999.

¹ Para postes para pimienta y vainilla

² Quirós, D. Unidad de Manejo de Bosques Naturales, CATIE, Noviembre 1999.

³Hartshorn (1983) encontró un G/ha de 28,3 m²/ha para el bosque no intervenido de La Selva (7 km al este de La Tirimbina) y Finegan y Sabogal (1988b) reportaron un G de 29 m²/ha para el bosque Los Laureles de Corinto, 32 km al sur de la Tirimbina.



Manta (1988) concluye, con base en sus datos, que la existencia de la regeneración establecida es suficiente para garantizar una segunda cosecha. Ella realizó un muestreo diagnóstico (ver Capítulo 6 sobre levantamiento de la información) para evaluar el estado silvicultural del bosque antes del aprovechamiento, el cual mostró problemas de competencia por luz, y por ende, la necesidad de alguna forma de eliminación de esa competencia.

Aprovechamiento inicial

Se propuso realizar un aprovechamiento de impacto reducido, seguido por una mejora del bosque, eliminando árboles maduros (Manta 1988). Sin embargo, inicialmente el aprovechamiento se aplicó en 7,2 ha. Aunque se reconocieron 44 especies comerciales (Manta 1988), sólo se aprovechó *Pentaclethra macroloba*. Durante el aprovechamiento se cosecharon 3,5 m²/ha, o sea, un volumen de 25 m³/ha (Koppelman 1990). El mismo autor evaluó los daños causados por el aprovechamiento: 7% del superficie del bosque estaba bajo caminos y senderos, 10% fue afectada por la caída de los árboles talados y aproximadamente 12,7% (3 m²/ha) del área basal original fue dañada, 5,1% con daños severos (Cuadro 3.R.2).

Cuadro 3.R.2. Resumen de parámetros del aprovechamiento en La Tirimbina en 1989-1990

Año	1989 (1)	1990 (2)	Observaciones
Área aprovechada (ha)	7,2	22,7	
Especies comerciales	44	21	Principalmente <i>Pentaclethra macroloba</i>
Especies aprovechadas	*	9	Muchas especies con poca presencia
G aprovechada (m ² /ha)	3,5	1,6	
Volumen aprovechado (m ³ /ha)	25	10	
G dañada (m ² /ha)	3,0	1,2	
% área bajo claro y/o camino	15,5	*	

Fuente: Koppelman 1990 (1), Camacho y Finegan 1997 (2)

* no se presentaron los datos

Continuación del aprovechamiento

En 1990 se realizó el aprovechamiento del resto del área de investigación, tomando en cuenta las experiencias del primer aprovechamiento, y utilizando un censo como base para la planificación. Esta vez, el número de especies comerciales se redujo a 21, porque las otras especies no tenían un mercado inmediato. De estas solo cortaron árboles de nueve especies, porque las demás tenían muy poca presencia en el bosque (entre ellas, *Carapa guianensis*, *Pithecellobium elegans*, *Minuartia guianensis*, *Hyeronima alchorneoides*, *Tabebuia chrysantha*, Quirós y Finegan 1994). Consideraciones ecológicas y técnicas redujeron todavía más la intensidad de corta: no se cortaron árboles cercanos a fuentes de agua, ni árboles difíciles de extraer o que podrían causar aperturas grandes en el dosel. También los daños fueron reducidos (Cuadros 3.R.2 y 3.R.3).

Cuadro 3.R.3. Abundancia y densidad promedio de árboles por hectárea en La Tirimbina antes y después del aprovechamiento

Tiempo	No. de árb/ha	G (m ² /ha)
Antes	506	23,4
Después	467	20,7

Fuente: Camacho y Finegan 1997



Muestreo diagnóstico

Después del aprovechamiento quedó un bosque remanente con una masa comercial significativa: una densidad de 467 árb./ha y 20,7 m²/ha (Camacho y Finegan 1997). Este bosque tenía 44 fustales por hectárea de especies comerciales con buena forma y vigor. De estos, 58% se encontraron en condiciones deficientes de iluminación, confirmando la necesidad de liberación, ya indicada por Manta (1988) (en el capítulo 4 hablaremos más sobre tratamientos, y en el 6 sobre el muestreo y qué significan sus resultados).

El aprovechamiento de 1990 se desarrolló dentro del marco de un sistema silvicultural (Fig. 3.1). Se trató de un sistema policíclico que maneja los árboles jóvenes ya establecidos (10 cm < dap < DMC). Suponiendo un crecimiento diamétrico de 0,5 cm/año (Siteo 1992, Quirós y Finegan 1994) se propuso un ciclo de corta de 19 a 20 años. Nótese que varias veces durante el ciclo se evalúa el estado del bosque por medio de diferentes tipos de muestreos (años 2 y 10). Los resultados de los muestreos sirven para determinar el tipo y la intensidad de los tratamientos silviculturales siguientes. Este permite flexibilidad y ajustes en el desarrollo del bosque después de los tratamientos anteriores.

Tratamientos silviculturales

Después del primer muestreo diagnóstico, se iniciaron tres sistemas experimentales diferentes, para generar nuevas experiencias en la región centroamericana.

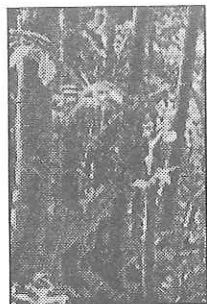
- a) Un sistema se limitó al aprovechamiento, donde el único control sobre el futuro del bosque fue la determinación de un diámetro mínimo de corta de 60 cm y la reducción de daños durante el aprovechamiento.
- b) Otro sistema incorpora un primer tratamiento en forma de liberación y refinamiento parcial (ver capítulo 5).
- c) Con el tercer sistema se aplicó un tratamiento más fuerte, eliminando varias especies no comerciales pero manteniendo un dosel superior más o menos homogéneo (refinamiento parcial). Para los tres experimentos se mantuvo, sin embargo, el mismo marco general (sistema policíclico, el mismo ciclo de corta, el mismo DMC y los mismos objetivos). La próxima actividad silvicultural para cada sistema será el segundo muestreo diagnóstico en el año 2000.

Los resultados de estos tratamientos indican un efecto positivo sobre el crecimiento diamétrico de los especies (Camacho y Finegan 1997) y están resumidos en capítulo 4 del presente texto.

Parcelas Permanentes de Medición

El seguimiento de los efectos del manejo se hace en parcelas permanentes. El Cuadro 3.R.4 muestra las diez especies con mayor IVI para cada sistema antes del aprovechamiento (1990) y siete años después (1998). El aprovechamiento tenía poca influencia en el orden y la magnitud de los IVI de estas especies, pero los tratamientos sí redujeron considerablemente la importancia de *Pouteria campechiana* (una Sapotaceae del dosel superior) y *Dystovomita paniculata* (una Guttiferae del dosel intermedio), en favor de especies comerciales como *Vochysia ferruginea*, *Laetia procera* y *Tapirira guianensis*.

Un análisis de la riqueza y diversidad vegetal del bosque después de los tratamientos, indicó que estos parámetros se mantuvieron a nivel del bosque, aunque se observaron cambios a nivel de sitios y un incremento de especies heliófitas (Delgado *et al.* 1997).



Cuadro 3.R.4. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las diez especies más importantes en los tres sistemas de manejo propuestas antes (1990) y después (1998) de aprovechamiento y tratamientos. Las cifras con asterisco pertenecen a las diez especies con mayor IVI; otras cifras se ha agregado para mostrar la reducción o aumento en importancia de algunas especies, probablemente debida al tratamiento.

Tratamiento	Testigo (sólo aprovechamiento)		Liberado		Intensivo	
	1990	1998	1990	1998	1990	1998
Especies/año						
<i>Pentaclethra macroloba</i>	54*	52*	51*	50*	54*	55*
<i>Ferdinandusa panamensis</i>	16*	16*				
<i>Welfia georgii</i>	9*	10*	11*	12*	8*	10*
<i>Dendropanax arboreus</i>	8*	7*				
<i>Iriartea deltoidea</i>	7*	6*	9*	9*	7*	7*
<i>Maclobium costaricense</i>	7*	6				
<i>Casearia arborea</i>	7*	5	6*	6*	8*	8*
<i>Euterpe precatoria</i>	6*	6*	10*	9*	6*	7*
<i>Socratea exorrhiza</i>	6*	6*	8*	7*	6*	6*
<i>Protium ravenii</i>	6*	7*	8*	11*	10*	9*
<i>Laetia procera</i> *	4	6*			5	6*
<i>Minquiartia guianensis</i>		6*	6*	7*		
<i>Pouteria campechiana</i> *	5	4	9*	4	4	2
<i>Dystovomita paniculata</i> *	5	4	7*	5	5*	2
<i>Vochysia ferruginea</i> *			5	7*	7*	9*
<i>Marila laxiflora</i>				5*		
<i>Naucleopsis naga</i>					5*	
<i>Tapirira guianensis</i> *					5	6*
Suma IVI primeras 10 especies (max IVI = 300)	126	123	125	123	116	123

* especies fuertemente afectadas por los tratamientos.

Fuente: Archivos UMBN 1999.

Análisis financiero

Un análisis financiero de los trabajos realizados hasta la fecha (Quirós y Gómez 1998) indicó que el aprovechamiento en sí es rentable, con ingresos netos de 28,6 US\$/ha por venta en pie, a 51,4 US\$/ha por venta en aserradero, y con relaciones ingreso/costo de 6,3 y 2,6 respectivamente (Cuadro 3.R.5)! La rentabilidad baja mucho si se considera todo el ciclo y se incluyen los costos de tratamientos; si bien sigue siendo rentable, ya no muy interesante desde el punto de vista del uso de la tierra: aproximadamente 5 US\$/ha/año por venta en pie, o 9 US\$/ha/año por venta en aserradero. Una extracción mayor (hasta 18 m³/ha se consideró justificable) puede hasta duplicar estos ingresos netos por hectárea. Aunque es rentable, la rentabilidad del manejo es baja. Parcialmente se debe al tamaño pequeño de las unidades de manejo en Costa Rica, lo que eleva los costos por hectárea de los inventarios y la planificación. Parcialmente, también se debe al hecho que realizaron un análisis financiero y no económico. Incorpora los costos que una operadora forestal tiene que incurrir para que sus operaciones sean ecológicamente aceptables; pero no incorpora los beneficios. Sólo si hay un pago por servicios ambientales se puede incorporar los beneficios de tales costos en el análisis financiero. Nótese que, de todos modos, por cada dólar invertido, los beneficios son altos (la razón B/C es alta, mayor a 1,5).



Cuadro 3.R.5. Resumen de costos principales del manejo en La Tirimbina. Datos basados en el aprovechamiento de 1990 y tratamientos de liberación y refinamiento parcial de intensidad mediana

Lugar de venta	Pie	Patio	Aserradero
Solo aprovechamiento primer año y actividades de planificación			
Ingreso bruto IB (US\$/ha)	340	586	832
Costo total CT (US\$/ha)	54	269	378
Ingreso neto (US\$/ha)	286	317	514
Relación IB/CT	6,3	2,2	2,6
Un ciclo, incluye muestreos y tratamientos			
VAN (5%) (US\$/ha) corta de 10 m ³ /ha	53	60	105
Ingreso equivalente anual (US\$/ha)	4,5	5,1	9,0
VAN (5%) (US\$/ha) corta de 18 m ³ /ha	117	136	218
Ingreso equivalente anual (US\$/ha)	10	11,6	18,7
B/C (5%), 10 m ³ /ha	3,1	1,8	2,2

Fuente: Quirós y Gómez 1998

3.1 Sostenibilidad y buen manejo

Para el silvicultor moderno la primera pregunta sobre las actividades aplicadas en Tirimbina será probablemente: ¿son sostenibles las propuestas?

Para responder, debemos entrar un momento en la definición del concepto de sostenibilidad.

El presente texto no pretende entrar en una discusión profunda sobre el concepto de sostenibilidad. Claramente, una buena definición de sostenibilidad es importante, y debe lograrse un consenso sobre esta definición. Nilsson (1999), en su libro sobre conceptos básicos en el trabajo con bosques y comunidades y a partir de la definición general de Brundtland, resume muy bien el concepto de sostenibilidad en el sentido en que se usa en la práctica del manejo forestal: "El desarrollo sostenible es el que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades." Agrega que para ser sostenible, el desarrollo debe continuar. Para ser sostenibles, el desarrollo, el manejo forestal y el sistema silvicultural no deben ser estáticos, sino que deben incorporar actividades que permitan adaptarlos a circunstancias cambiantes, sean de mercado, eventos naturales o conocimientos sobre la ecología del bosque.

Para que la silvicultura contribuya a la sostenibilidad del manejo, debe seguir desarrollándose

La preocupación sobre la sostenibilidad del uso de la tierra ha resultado en varias propuestas de estándares de evaluación y monitoreo del efecto de operaciones forestales sobre el ambiente biofísico y social. Tropenbos (1997), Pedroni y de Camino (2001), CIFOR (1998), FSC (1999), FAO (1997) y Comisión Nacional de Certificación Forestal (1999) discuten los diferentes procesos de monitoreo y certificación y la aplicación de Principios, Criterios e Indicadores (PC&I) en detalle. Los PC&I son un mecanismo para evaluar el estado del manejo y para seguir su progreso, y así pueden facilitar el mejoramiento del mismo manejo. Los PC&I, sin embargo, reflejan el estado del manejo según nuestro conocimiento actual, y la percepción actual que tenemos de la



sostenibilidad. Como hemos visto en el capítulo de ecología, nuestro conocimiento del ecosistema forestal tropical todavía no es completo. La percepción de qué es sostenibilidad también ha cambiado: ya hace más de 250 años se hablaba sobre producción forestal sostenible en Alemania, refiriéndose solo a la producción continua de madera, y basándose en aspectos técnicos y económicos. Ahora el concepto de sostenibilidad se ha ampliado hacia los ambientes ecológicos y sociales; pero no sabemos como aplicarán el concepto en el futuro.

3.1.1 ¿Es sostenible el manejo en La Tirimbina?

Una evaluación con base en los PC&I (entonces preliminares) de Costa Rica concluyó que las prácticas de campo en Tirimbina cumplieron con estos PC&I, aunque la documentación para justificar las actividades no estaba completa (Briceño 1997). Estudios realizados por funcionarios y estudiantes de CATIE indican que

- 1) la riqueza y diversidad de especies vegetales no sufrió efectos negativos significativos, aunque la composición florística si muestra cambios (Delgado *et al.* 1997)
- 2) en bosques cercanos, sujetos a un manejo similar, la riqueza y diversidad de grupos selectos de mariposas y escarabajos tampoco fueron afectados negativamente aunque la composición demuestra más especies escasas (Aguilar 1999)
- 3) en Tirimbina, el crecimiento diamétrico de las especies comerciales aumentó debido a la aplicación de tratamientos silviculturales, particularmente en el caso de la liberación (Camacho y Finegan 1998)
- 4) el manejo aplicando tratamientos de liberación es rentable, aunque no sea muy atractivo en términos de la eficiencia de uso de la tierra (Quirós y Gómez 1998). Por otro lado, alternativas más eficientes por unidad de tierra, podrían no ser aceptables desde el punto de vista ecológico. Hay que considerar que el análisis que realizaron Quirós y Gómez (1998) no toma en cuenta los servicios ambientales que el bosque brinda.

Podemos concluir, entonces, que el manejo es bueno en términos económicos y ecológicos. Si bien se confirma la afirmación de Finegan *et al.* (1993), en el sentido de que el buen manejo forestal es posible y puede ser rentable, todavía no sabemos si será sostenible.

En esta sección hemos:

- Presentado el concepto de sistemas silviculturales.
- Resumido cómo se desarrollaron los sistemas silviculturales en los trópicos durante el siglo XX.
- Presentado un ejemplo de un sistema silvicultural en desarrollo en Costa Rica, el cual muestra, entre otras cosas, que la producción de madera puede ser compatible con varias funciones ecológicas del bosque.
- Hablado de sostenibilidad.



3.2 Selección de un sistema silvicultural

¿Podemos tomar el ejemplo de Tirimbina y aplicarlo en otros bosques de América Central?. La respuesta puede ser muy corta: ¡No!!

El porqué de esa respuesta será claro si volvemos a leer el capítulo sobre ecología, donde se indica que, a pesar de tener características generales similares de bosques húmedos tropicales, existen diferentes tipos de bosque en América Central, con diferentes estructuras y composición florística, y diferentes potenciales de uso. Además, cada país y cada región en el país, tiene su propio ambiente político social y su propias características económicas. Los bosques latifoliados de La Mosquitia en Honduras, por ejemplo, no muestran la fragmentación de los bosques de Costa Rica, son diferentes en estructura y composición florística, tienen otros regímenes de propiedad (estatal versus privado) y tienen funciones importantes en la vida cotidiana de los pueblos indígenas.

3.2.1 Sistemas y objetivos de los propietarios

Los sistemas silviculturales deben partir de los objetivos de los dueños y usuarios y del potencial del bosque para cumplir con estos objetivos. Un dueño o usuario de una concesión de 40 000 ha en Nicaragua, que quiera producir madera de alta calidad para contrachapado, va a necesitar un sistema diferente al de un dueño de una parcela de 35 ha en la zona de Río San Juan que tenga más de la mitad de su parcela asignada a la producción agropecuaria. Para el último, la madera de calidad es una fuente adicional de ingresos, particularmente en épocas difíciles. Los productos principales de su bosque serán postes y leña. También el potencial de los bosques será diferente en ambos casos: difícilmente un bosque de menos de 20 ha va a poder mantener una composición florística similar a la del primero, con o sin aprovechamiento, con o sin manejo forestal. Por la fragmentación del bosque y la cercanía de tierras agrícolas entrarán diferentes especies de dispersores y predadores de semillas (roedores y escarabajos, por ejemplo; ver Aguilar 1999 y Jolón 1999) y/o polinizadores (por ejemplo mariposas); o por lo menos cambiará la presencia proporcional de varias especies. Este cambio puede afectar el potencial del bosque de mantenerse en su estado actual, aunque podría llevarlo a otro estado que sí se podría mantener por medio de actividades de manejo.

La selección de un sistema se debe hacer tomando en consideración las características particulares del bosque y su entorno

El primer dueño buscará un sistema que mantenga el bosque en su estado natural, con algunos cambios a favor de las especies comerciales. El segundo buscará un sistema que lo lleve a un bosque de composición y estructura diferente, más parecida a la del bosque secundario, y, una vez llegado al nuevo estado, buscará un sistema silvicultural que logre mantener ese estado. Ambos casos serán aceptables y a largo plazo podrían llegar a sistemas "sostenibles".

Este ejemplo nos muestra que la selección de un sistema silvicultural se debe hacer por condiciones específicas. Ya en el capítulo sobre ecología mencionamos dos grupos de sistemas principales: sistemas policíclicos, que tratan de mantener el carácter discetáneo del bosque, y sistemas monocíclicos, que llevan el bosque a una estructura coetánea, o, en el caso de muchos bosques secundarios, la mantienen. Al concesionario mencionado arriba probablemente le convendría más un sistema policíclico, mientras el finquero podría considerar sistemas que simplifican la estructura y composición florística del



bosque aún más. En el caso de La Tirimbina se escogió un sistema policíclico, aunque, para mantener sus procesos ecológicos como la polinización y la dispersión de semillas, y así mantener una estructura y composición florística parecidas a las actuales, este bosque debe estar vinculado a otros bosques cercanos.

El Cuadro 3.1 resume algunos criterios que apoyan la selección de un grupo de sistemas silviculturales. Los criterios incluyen aspectos ecológicos de los bosques por manejar (dinámica, estructura y composición florística), aspectos de mercado (tipo de producto) y costos de producción.

Es importante darse cuenta de que la silvicultura maneja procesos a largo plazo. Con frecuencia el silvicultor tiene que tomar decisiones que no están bien fundamentadas en experiencias reales. Por esta razón, es importante evitar las decisiones de manejo forestal que restrinjan excesivamente la libertad silvicultural de la próxima generación de silvicultores, creando situaciones que podrían llevar a un callejón sin salida. Piense, por ejemplo, en la decisión de talar un bosque natural y convertirlo en una plantación. Si por alguna razón técnica o económica la plantación no funciona será muy difícil, una vez eliminado el bosque natural, volver a un bosque similar al original. Se justifica una decisión de este tipo solo si la plantación resultante va a tener mayores oportunidades de sobrevivir que el bosque original.

Por ejemplo, el dueño de las 35 ha en Río San Juan podría justificar la decisión de convertir el bosque primario en bosque secundario, o aún en una plantación, porque la fragmentación de los bosques en la zona hacen casi imposible mantener los bosques en su estado actual. Sin embargo, tal decisión se debe tomar en el contexto de un manejo a nivel de paisaje: aún pequeños, los bosques existentes pueden tener mucha importancia para la biodiversidad en la zona, y, los bosques cerca de los cursos de agua, tienen un papel importante en la protección de la calidad y regulación del flujo de agua. También se deben considerar las oportunidades que ofrecen los árboles que crecen fuera de los bosques, por ejemplo en los pastos, en cercas o combinados con cultivos agrícolas. Estos árboles pueden contribuir a la oferta de productos para uso local (leña, forraje, postes, madera aserrada en dimensiones pequeñas) y a la vez formar corredores entre parches de bosques para aves y mamíferos pequeños.

3.2.2 Composición florística y sistemas

La composición florística y el tamaño de las ecounidades o unidades de regeneración también son factores importantes en la selección de un sistema silvicultural. En el capítulo sobre ecología ya vimos como algunos bosques son afectados por disturbios naturales fuertes, aunque poco frecuentes. Estos disturbios, por ejemplo huracanes o fuegos, generalmente causan claros medianos a grandes en el bosque, dando la oportunidad a especies heliófitas efímeras y durables de aprovechar la abundancia de luz. Si las unidades de regeneración son grandes se puede pensar en manejar el bosque con base en un sistema monocíclico, ya que generalmente es más simple y no causaría mayores cambios en la estructura y composición del bosque.

Los objetivos del manejo pueden cambiar

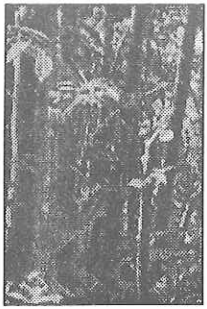


Cuadro 3.1. Aspectos técnicos y ecológicos, de mercado y costos de operación que caracterizan a los sistemas discetáneos y coetáneos.

Sistema discetáneo	Sistema coetáneo
Aspectos técnicos y ecológicos	
Escasa existencia de regeneración pequeña y/o condiciones para favorecer establecimiento de especies deseadas no son bien conocidas.	Hay regeneración pequeña en abundancia, o se sabe como establecerla.
Regeneración establecida (>10cm dap) abundante, asegura próxima cosecha.	No hay clases de tamaños intermedios de árboles de especies deseables.
Distribución diamétrica continua del número de árboles de especies a manejar (J invertida), que indica proceso de regeneración continua en escala pequeña.	Distribución diamétrica bimodal o discontinua de especies a manejar, que indica regeneración periódica a menudo relacionada con disturbios fuertes, infrecuentes.
Muchas especies heliófitas durables y esciófitas.	Relativamente pocas especies, y/o dominancia de pocas especies, las cuales son comerciales y heliófitas (efímeras o durables)*.
Manejo complicado por interacciones entre especies y entre individuos de diferentes tamaños de la misma especie. Requiere personal capacitado.	Manejo menos complejo: menos especies y solo una o dos clases de tamaño en el mismo rodal. No requiere personal de campo tan capacitado.
Manejo imita disturbios frecuentes en escala pequeña. Mayores oportunidades para conservar biodiversidad.	Manejo imita disturbios infrecuentes a escala mayor. Diversidad menor.
Aspectos de mercado	
Se necesitan solamente fuistes de tamaños largos.	Se puede comercializar madera de todos los tamaños.
Beneficios indirectos importante dentro de los objetivos (p. ej. almacenamiento de CO ₂ , protección de agua y suelo)	En bosques primarios el riesgo de perder potencial de rendir servicios ambientales es mayor que en sistemas policíclicos. En bosques secundarios (< 10 ha y alejados de cursos de agua) este riesgo es menor.
Costos de operación y riesgo	
Costos de extracción muy alto por m ³ .	Costo menor por m ³ , aunque más alto por ha.
Producción baja por ha: en Malasia lograron hasta 4 m ³ /año/ha, pero normalmente se esperan incrementos de 0,5 hasta 1-2 m ³ /año/ha con la aplicación de tratamientos silviculturales.	La relativamente alta producción (crecimiento volumétrico) por ha por año favorece este sistema en áreas donde el valor de la tierra es alto.
Costo de domesticación del bosque relativamente bajo.	Costo alto de conversión del bosque.
Ingresos a intervalos de 20 a 40 años. Inversión inicial variable.	Período muy largo entre ingresos sucesivos (mayor a 40 años); inversión inicial alta. Mayor riesgo de perder bosque (e inversión) antes de llegar a la madurez, ya sea por razones naturales (incendios, vientos, plagas) o antropogénicos (cambio de uso). La posibilidad de comercializar especies de crecimiento rápido puede reducir esta desventaja, y hasta favorecer sistemas monocíclicos sobre sistemas policíclicos.
Recomendable cuando no hay seguridad en realización de actividades silviculturales después del aprovechamiento, porque depende en gran parte de los procesos naturales, los cuales se mantienen en el bosque remanente.	Riesgo de baja producción porque depende directamente del establecimiento de nueva regeneración, y requiere una inversión relativamente alta al comienzo del ciclo.

*Con el uso de un mayor número de especies y árboles de mayor tamaño, por ejemplo para pulpa y tarimas, la diversidad de los bosques tropicales discetáneos ha dejado de ser un impedimento para su manejo bajo sistemas monocíclicos.

Fuente: Adaptado y actualizado de Nicholson 1985 y Baur 1964.



En muchos casos, las aperturas no son muy grandes y con el tiempo se cierran y la composición florística se parece más al bosque originalmente derribado o quemado, donde sobreviven algunos árboles de especies heliófitas durables.

Estos procesos de apertura y recuperación del dosel ocurren en todo el bosque. Como consecuencia, podrían existir, dispersos o en manchas, árboles heliófitos durables maduros, sin que haya regeneración, o con regeneración en ecounidades jóvenes. Este parece ser el caso de especies muy valiosas como la caoba, el cedro, y, en Honduras, el redondo (*Magnolia yoroconte*).

A veces, estas especies son las únicas aprovechables, porque los costos de extracción y transporte son tan altos que solo estas especies reciben un precio suficiente para cubrirlos. En estos casos es importante escoger un sistema que asegure la regeneración de estas especies, lo que posiblemente exige la creación de claros de mayor tamaño que las aperturas creadas sólo por el aprovechamiento. Casos como estos nos exponen al dilema de escoger entre la regeneración de las especies valiosas por medio de sistemas que emplean una forma de tala rasa en grupos, o una mayor conservación del estado original del bosque por medio de la corta selectiva. La decisión se debe tomar en forma individual para cada caso, tomando en cuenta las oportunidades de recibir pagos por servicios ambientales.

Con la aceptación de otras especies en el mercado, a precios competitivos, el problema se disminuye. En este caso, el silvicultor tiene más opciones y puede manejar, por ejemplo, diferentes partes del bosque según su potencial para cada especie o grupo de especies. También puede distribuir mejor los árboles por cortar y conservar sobre la superficie del bosque, manteniendo una distribución de ecounidades de diferentes edades en todo el bosque, como aparece en la Fig. 2.11.

Además tendría la posibilidad de compensar la pérdida económica por la conservación de algunos árboles grandes de, digamos, caoba, con la corta de árboles de especies menos valiosas. Ambas condiciones facilitan el manejo con base en sistemas policíclicos.

En América Central, la mayoría de los bosques primarios húmedos tropicales muestran características ecológicas que favorecen sistemas policíclicos; aunque existen poblaciones de especies heliófitas durables, estas son generalmente escasas y dispersas. La composición florística de estos bosques es diversa (pocos individuos de muchas especies), la estructura disetánea, y generalmente los claros naturales y los causados por el aprovechamiento son de pequeños a medianos (<300 m²) (ver Brokaw 1982, Clark 1994, Martínez Ramos 1985, Peralta *et al.* 1987). No obstante, en bosques fuertemente afectados por huracanes el tamaño de los claros puede aumentar hasta unos 1500 m² (Rivas 2000). Aún en estos casos, sin embargo, se ha optado por sistemas policíclicos, buscando adaptaciones que aseguran la regeneración de especies que regeneran en claros medianos a grandes.

3.2.3 El papel del bosque

En la selección de un sistema silvicultural, siempre debemos tener claro el papel del bosque dentro del paisaje, a escala regional y aún a nivel mundial. Los bosques primarios no intervenidos, por ejemplo, tienen un papel muy importante en el mantenimiento de

En la mayoría de los BTH manejados en América Central, se prefieren los sistemas policíclicos



la biodiversidad y protección de especies en peligro de extinción. Para estos bosques recomendamos no hacer intervenciones que podrían causar efectos negativos en la biodiversidad. Pretendemos que los sistemas y actividades propuestas en este libro se apliquen sólo en bosques primarios ya intervenidos y bosques secundarios, y sólo si estos bosques no tienen una función clara de protección de laderas con pendientes fuertes o de cursos y fuentes hídricas.

Igualmente, los bosques en pendientes fuertes (>60%) requieren más cuidado. Si es factible desde el punto de vista socioeconómico, se deben proteger estos bosques. Donde no es factible -por ejemplo cuando los bosques no manejados tienden a desaparecer a favor de áreas agrícolas, como en la costa norte de Honduras- se debe aplicar un sistema de manejo que mantenga una cobertura vegetal que protege los suelos, y enfocar las actividades en sitios menos susceptibles. Generalmente esto se logra con sistemas policíclicos combinados con sistemas de aprovechamiento artesanal.

Antes de seleccionar y desarrollar sistemas silviculturales es importante consultar con planes de ordenamiento territorial a nivel local, regional y nacional, para asegurarse que el uso de los bosque para la producción de madera coincide con el potencial de los suelos y los objetivos de estos planes.

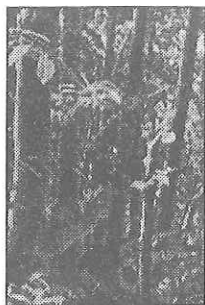
En esta sección hemos:

- Dado pautas para la selección de sistemas que luego se pueden adaptar a las condiciones locales.
- Comparado las ventajas y desventajas de sistemas discetáneos (policíclicos) y coetáneos (monocíclicos).
- Enfocado la silvicultura en bosques primarios ya intervenidos durante los últimos 60-80 años, o en bosques secundarios.
- Dado énfasis a la selección de sistemas con base en la ecología del bosque, mercado y función del bosque dentro de su contexto político y socioeconómico.

3.3 Los primeros sistemas silviculturales en los trópicos

3.3.1 Corta limitada por diámetro mínimo

Los sistemas más viejos aplicados en gran escala se basan en la limitación del diámetro a partir del cual se permite talar los árboles (Diámetro Mínimo de Corta, DMC). Este sistema se basa en el principio de que si se determina el DMC a niveles suficientemente altos, se evita una sobrexplotación y, en teoría, deja un bosque remanente con suficiente potencial para ser aprovechado cada 20 a 40 años. En la práctica, este sistema no cumplió con sus objetivos, ya que parte de las siguientes premisas: 1) las especies comerciales están representadas en todas las clases diamétricas, asegurando cosechas con intervalos relativamente cortos; 2) estas especies se regeneran en los claros creados, y 3) hay una conciencia por parte de los madereros y un control por parte del estado que aseguran el respeto a los DMC. En la práctica, ninguna de las tres premisas se ha cumplido en la mayoría de los países tropicales, ni para muchas de las especies aprovechadas (Lamprecht 1990, ver también capítulo sobre ecología de este texto).



Al inicio del siglo XX se empezaron actividades para favorecer la regeneración y el crecimiento de individuos de especies comerciales. Los primeros esfuerzos se realizaron en lo que ahora es Malasia (Wyatt-Smith 1963). Tales esfuerzos resultaron en sistemas monocíclicos, donde el período entre cortas (Ciclo de Corta, CC) depende directamente del tiempo que necesita la regeneración nueva para llegar al DMC. Si el DMC es de 40 cm, y el crecimiento anual promedio es de 1,0 cm/año, el CC debe ser de 40 años. Entonces, se cosecha solo una vez durante un período equivalente a la longitud de la vida comercial de los árboles. El primer sistema establecido fue el sistema de corta para mejorar la regeneración (Malayan Regeneration Improvement Felling, RIF), constituido por una secuencia de aperturas en el dosel durante un período de siete años, hasta removerlo por completo. Este sistema y sus derivados se analizarán en más detalle en la siguiente sección.

El Sistema Uniforme de Malaya (SUM) es un derivado del RIF. Estos sistemas fueron adecuados para bosques con altas proporciones de especies comerciales, las cuales, además, tenían estrategias de reproducción bien adaptadas a campos (semi)abiertos y un crecimiento relativamente rápido.

Durante los años 60 poco a poco estos sistemas se tuvieron que abandonar por razones ecológicas: los bosques disponibles para el manejo ya no tenían la composición florística adecuada para su aplicación; y por razones económicas: ya no era posible esperar un ciclo completo (40 a 60 años) para obtener el retorno a la inversión por los tratamientos. Además, en los años 70 aumentó la preocupación por el medio ambiente y la necesidad de proteger y conservar los bosques tropicales.

3.3.2 Reducción del período entre cosechas

Bajo esas circunstancias se empezó a dar más énfasis a la conversión de los bosques tropicales a plantaciones durante los años 60, y en los años 70, al manejo con base en sistemas policíclicos (Fig. 3.2). Estos sistemas difieren de los monocíclicos en que el período entre cortas sucesivas no depende del tiempo necesario para que un brinjal alcance tamaños aprovechables (manejo de la regeneración), sino del tiempo requerido por los fustales (manejo de masa en pie) para alcanzar el DMC establecido; en consecuencia, la competencia entre árboles (estado silvicultural del bosque) es un factor a considerar. Bajo estos sistemas, siempre se mantiene una cobertura boscosa, lo cual no es el caso con los sistemas monocíclicos, que eliminan completamente el dosel; este significa menos riesgos ecológicos. Algunas ventajas y desventajas de los sistemas mono- y policíclicos aparecen en el cuadro 3.1.

En el sudeste asiático, Australia tropical y América tropical se desarrollaron varios sistemas policíclicos. En la sección sobre sistemas policíclicos se presentan ejemplos de los dos últimos continentes.

Para los estudiantes con mayor interés en el desarrollo de los diferentes sistemas silviculturales en los bosques tropicales húmedos, recomendamos el libro de Dawkins y Philip (1998). Estos autores describen en detalle los esfuerzos realizados en los países tropicales para manejar los bosques, y evalúan los éxitos y fracasos de estos esfuerzos en varios países.

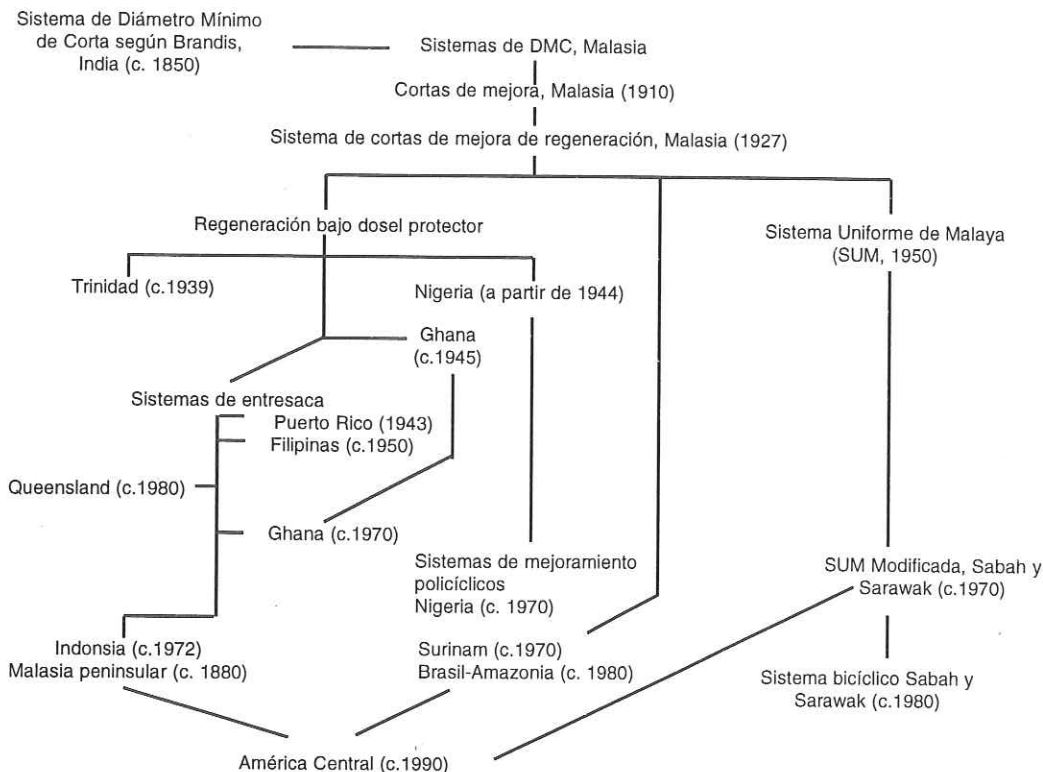


Fig. 3.2. Desarrollo de sistemas silviculturales basados en la regeneración natural en bosques húmedos tropicales (adaptado de Dawkins y Philip 1998).

En esta sección hemos:

- Hablado de sistemas simples.
- Analizado la tendencia a dar una mayor consideración a la regeneración natural.
- Visto cómo la preferencia de los silvicultores osciló entre sistemas policíclicos y monocíclicos.

3.4 Sistemas monocíclicos

En sistemas monocíclicos, el establecimiento de una nueva regeneración determina el éxito del sistema. Aunque en teoría se podría establecer regeneración de cualquier especie manipulando la densidad del dosel superior, el sistema puede volverse muy caro para especies con una producción irregular de semillas o en cantidades pequeñas. Uno de los problemas más difíciles de manejar en sistemas basados en la regeneración en aperturas grandes del dosel, es la abundancia de malezas que compiten por los recursos con la regeneración. El costo de reducir la competencia por malezas es alto y ha sido en más de un caso la razón principal para abandonar el sistema.



Los bosques secundarios, o los dominados por una sola o pocas especies comerciales, se prestan más para este tipo de sistemas que la mayoría de los bosques primarios. Además de que la composición florística de estos bosques es más homogénea, está conformada por muchas especies con una producción de semillas abundante y frecuente y una alta capacidad de competencia. Además, en estos bosques, las especies son a menudo de rápido crecimiento y tienen un ciclo de vida corto, lo que significa que fructifican temprano. Sus productos generalmente son leña y/o pulpa, con algunas especies aptas para la producción de madera aserrada o chapas (por ejemplo *Schizolobium* sp.), que permite una comercialización de la mayor parte de la masa vegetal.

Los sistemas monocíclicos aplicados se puede subdividir básicamente en los siguientes grupos:

- a) Sistemas para bosque bajo (tala rasa y rebrote)
- b) Sistemas para bosque alto, primario y secundario
 - Sistemas que eliminan el dosel en una sola vez y dependen de la regeneración natural de semillas, o, a veces, de regeneración artificial
 - Sistemas con dosel protector con regeneración natural o artificial
 - Sistemas de cortas de mejoramiento

3.4.1 Bosques bajos

Los bosques bajos, que dependen de rebrotes para su regeneración, típicamente son el resultado de usos anteriores, en particular para leña, pulpa y postes. En estos bosques generalmente se extrae el producto en una sola vez, dejando tocones para el rebrote. Los períodos de corta son cortos, de tres a diez años (Recuadro 3.1).

3.4.2 Bosques altos y sistemas de regeneración natural

La decisión de empezar con sistemas monocíclicos en bosques altos en Malasia fue tomada principalmente por los elevados costos de extracción de pocos árboles por hectárea y el alto grado de daños a la vegetación que causaría la corta selectiva de árboles grandes (Wyatt-Smith 1963). En estos bosques se han aplicado dos sub-grupos de sistemas monocíclicos. Los dos manejan la regeneración nueva; uno abre el dosel antes de la corta principal, o deja semilleros para permitir el establecimiento de regeneración nueva; en tanto que el segundo remueve el dosel superior en una sola vez, suponiendo que ya existe la regeneración suficiente para la próxima cosecha. Un tercer sub-grupo que se ha aplicado, sistemas de mejoramiento, en realidad es una adaptación del segundo; mediante ese se maneja la regeneración ya establecida con la eliminación de especies e individuos competidores en el dosel superior.

3.4.2.1 Regeneración bajo dosel protector

El primer sistema de regeneración bajo dosel fue el sistema malayo de mejoramiento de la regeneración (Malayan Regeneration Improvement Felling System). Fue la base para los sistemas desarrollados en Nigeria y luego en Trinidad. El sistema se basó en la remoción de todo el dosel superior en tres ocasiones: dos cortas⁴ para abrir el dosel y favorecer la regeneración de las especies más valiosas, y una corta cinco a ocho años después; en esta se cosechaban los árboles más valiosos.

⁴ Cuando la demanda por leña disminuyó, estas cortas se hicieron mediante anillamiento y se adoptó el nombre "Cortas de mejoramiento de la regeneración" (Regeneration Improvement, RIF)

Los sistemas monocíclicos son más útiles en bosques homogéneos



Recuadro 3.1. Descripción de un sistema monocíclico de bosque bajo en Costa Rica
(Contribución de Wilberth Jiménez, Profesor Universidad Nacional Autónoma, Costa Rica.)

En Costa Rica está documentada la práctica de monte bajo de manera tradicional por parte de campesinos caficultores de la subregión Caraigres, en la periferia del Valle Central del país. Un estudio realizado por Miranda (1985) describe la aplicación de este sistema en pequeños bosques de encino (*Quercus* cf. *seemannii*). En la región predominan fincas pequeñas, dentro de las cuales hay remanentes boscosos con predominancia de encinos (96% de los árboles y 97% del área basal/ha corresponde a *Q. seemannii*). Los campesinos dedicaban estos bosques a la producción de leña para consumo doméstico o para los beneficios de café, comunes en la región.

La investigación realizada encontró que los campesinos cosechaban los árboles y los dejaban rebrotar y desarrollarse durante unos seis u ocho años. Pasado este período, el cual no era del todo exacto, volvían a entrar al bosque para realizar una nueva cosecha. En algunos casos, el manejo no era completamente a tala rasa. En aquellos sitios donde habían rebrotes delgados al momento de la cosecha, los campesinos no los talaban, sino que quedaban para la siguiente corta.

Se encontró, además, que no era frecuente la deshija después de la tala, por lo que era normal el autorraleo por exceso de rebrotes, muchas veces ayudados por la pudrición de los troncos, o la presencia de muchos ejes al momento de la cosecha. El número de tallos oscilaba entre los 1300 y 3950 por hectárea, con un promedio de 2397, de los cuales el 24,5% tenían diámetros entre 2 y 5 cm. Dadas las frecuentes intervenciones a las que se sometían los rodales, los diámetros de los tallos eran pequeños, con un promedio de 10,2 cm en uno de los rodales estudiados. Del mismo modo, las alturas no excedían los 20 m.

En la actualidad, los pequeños bosquetes de encino se han reducido drásticamente, dada la creciente demanda de leña por parte de la industria beneficiadora del café; así como por la expansión de las áreas destinadas al cultivo.

Principales ventajas y desventajas del sistema para este caso:

Ventajas:

- La regeneración del encino por rebrotes se logra rápida y fácilmente.
- Se obtiene una madera especial para producir leña y carbón.
- Se aprovecha un alto número de tallos por hectárea.
- El rápido crecimiento de los rebrotes suprime el efecto de la competencia de especies herbáceas.
- El manejo basado en este sistema requiere un mínimo de trabajo de mantenimiento.

Desventajas.

- El sistema, aplicado en esa forma, no permite obtener madera de aserrío, por el poco grosor de los árboles y su mala forma (exige una adaptación del sistema, con "estándares" seleccionados).
- Después de varias cosechas los troncos pierden el vigor, su tasa de recuperación se reduce, por lo que es necesario regenerar el rodal artificialmente.
- El sistema solo se puede usar con especies con capacidad de rebrote.



Este sistema y sus derivados han sido aplicados en áreas extensas de Asia y Africa, particularmente en las colonias inglesas. Sus principales móviles fueron consideraciones técnicas y su sencillez, que facilita el uso en áreas grandes con personal poco capacitado. Hasta los años 60, los servicios forestales de las colonias fueron financiados por presupuestos independientes de los ingresos directos recibidos por las actividades forestales. Con la independencia de las colonias, la necesidad de invertir el presupuesto estatal en actividades más productivas hizo mucha presión en los servicios forestales para que su trabajo fuera más efectivo.

En estas condiciones, las operaciones bajo el sistema de cortas sucesivas resultaron muy costosas, y en Malasia se vio la necesidad de hacer las operaciones de corta y anillamiento en una sola vez, mientras que en Africa poco a poco se abandonó este sistema.

En Malasia, después de la Segunda Guerra Mundial, la demanda por madera tropical aumentó y nuevas tecnologías permitieron el uso de nuevas especies (heliófitas durables) más fáciles de manejar en sistemas simples, una vez establecida su regeneración.

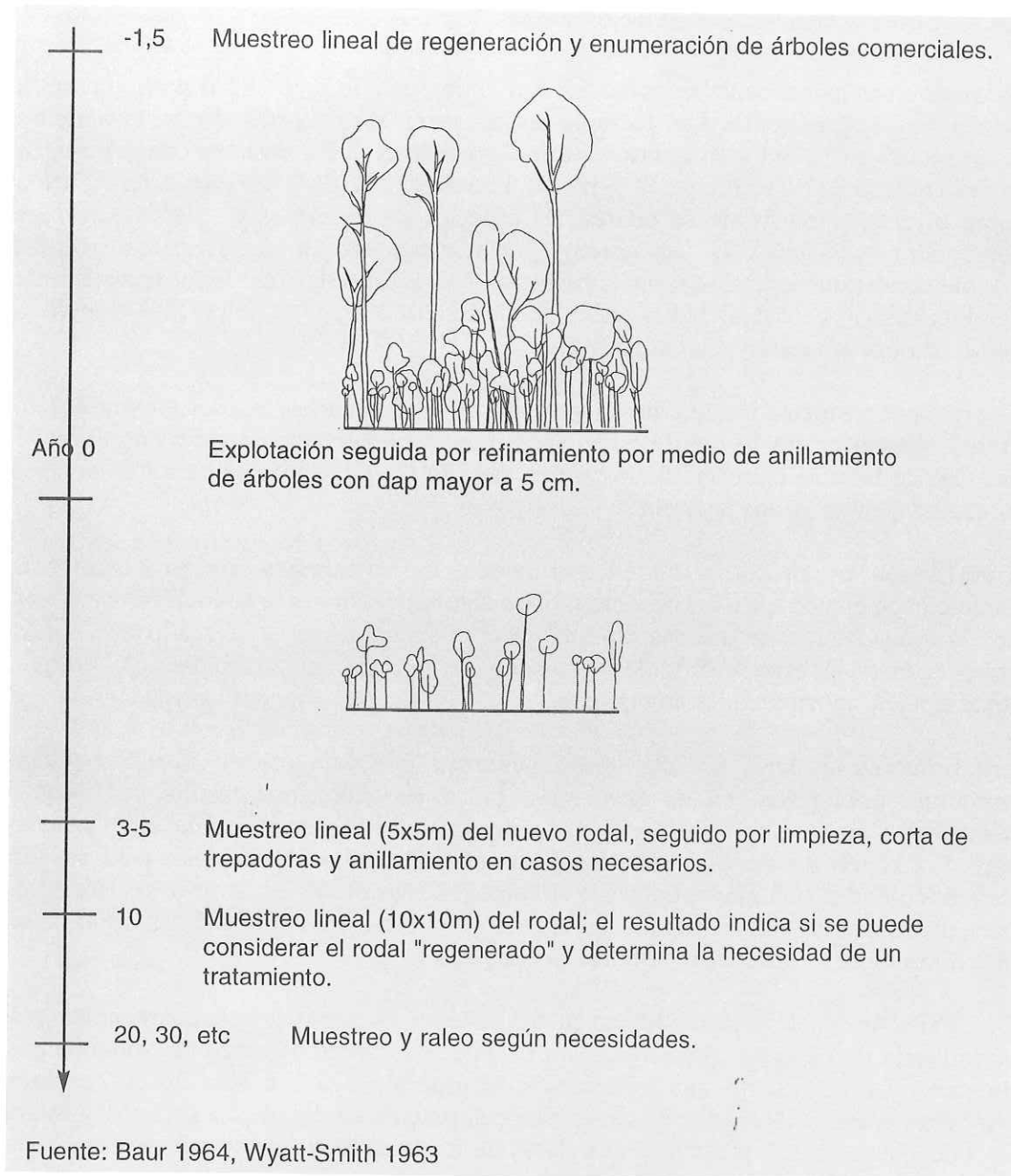
3.4.2.2 Remoción de dosel superior en una sola vez

Bajo las condiciones descritas nació, en 1949, el Sistema Uniforme de Malaya, SUM (Wyatt-Smith 1963). La clave del sistema es la presencia de regeneración de las especies comerciales antes del aprovechamiento. Con los años, el SUM sufrió varios ajustes para reducir los costos de las actividades silviculturales y mejorar la regeneración natural. Una breve descripción del SUM aparece en el Recuadro 3.2. A pesar del éxito silvicultural del sistema, los bosques donde se aplicó fueron convertidos en áreas agrícolas y poco a poco la producción forestal fue empujada hacia terrenos más ondulados, con una composición florística más diversa y problemas de regeneración de las especies comerciales más importantes. Como resultado, en los años 60 se abandonó el sistema a favor de sistemas policíclicos.

Recuadro 3.2. Ejemplo de un sistema monocíclico: el Sistema Uniforme de Malaya

El sistema Uniforme de Malaya (SUM) fue desarrollado para satisfacer una demanda creciente de madera y bajar los costos por metro cúbico de madera cosechada. El sistema inicia con una evaluación de la regeneración existente en el bosque maduro (muestreo de miliacres), seguida por la remoción del dosel superior por medio de corta y envenenamiento de todos los individuos a partir de un cierto diámetro. Se consideró suficiente si el 25% de las parcelas estaban ocupadas por brinzales de especies deseables, y 35% con especies comerciales. El diámetro mínimo de extracción inicialmente se estableció en 5 cm dap. En los años 60 se modificó este diámetro, y en áreas abiertas sólo se permitió cortar a partir de diámetros mayores (15 cm). Así se logró una mayor flexibilidad en la intensidad de corta.

El esquema siguiente muestra el concepto de este sistema:



La principal importancia del SUM se encuentra en los muestreos diagnósticos desarrollados para evaluar la regeneración a intervalos antes y después de la cosecha: un primer muestreo en miliacres (aproximadamente 2 x 2 m) para un conteo y análisis de la distribución de la regeneración pequeña en el bosque antes del aprovechamiento. Un segundo muestreo de media cadena (aproximadamente 10 x 10 m) para conteo y determinación de la frecuencia y estado de latizales deseables en el rodal remanente, 3 a 5 años después de la cosecha. Un tercer muestreo de media cadena para fustales, 8 a 10 años después de la cosecha. Se recomienda repetir el último muestreo cada diez años. Estos muestreos formaron la base para el desarrollo del muestreo diagnóstico y sus muestreos complementarios ahora en uso en América Central (Hutchinson 1993, Quirós 1998 a y b).

Los muestreos diagnósticos realizados en América Central se basan en las experiencias de muestreo de la regeneración en el SUM



3.4.3 Sistemas monocíclicos de mejoramiento

Estos sistemas inicialmente se aplicaron con el objetivo de preparar al bosque para su futuro aprovechamiento. Un ejemplo es el sistema de cortas de mejoramiento desarrollado en la India Británica a inicios del siglo XX. En bosques con árboles de futura cosecha (AFC) suficientes ($>100/\text{ha}$, Lamprecht 1990) y con buena distribución sobre el área a intervenir, se talaron las especies no deseables y se eliminaron los competidores de los AFC. Los sistemas de mejoramiento se desarrollaron bajo las mismas condiciones sociales, económicas y políticas que los sistemas anteriores: durante la administración colonial de los países donde se aplicaron, y en un período cuando la mano de obra era relativamente barata.

El principal problema era que la mayor parte de los árboles así talados y extraídos no eran comerciales, por lo que la operación resultaba relativamente cara; en particular después de la independencia de los países, cuando los presupuestos para los servicios forestales fueron menos favorables.

Inicialmente se eliminaron todos los individuos de las especies que no tenían valor comercial en el momento del tratamiento. En algunas ocasiones se encontró que, al final del ciclo de corta, estas mismas especies ya eran aceptadas en el mercado. Así, con la eliminación de las especies no sólo se perdió parte de la diversidad biológica del bosque, sino también oportunidades de ingresos.

Los primeros sistemas de este grupo buscaban una composición florística y una estructura homogénea en un ciclo largo (40 a 60 años), que resultó en bosques coetáneos. Con base en las experiencias obtenidas en bosques primarios en el sudeste asiático y la mayor riqueza en especies del dosel, en América Latina se han desarrollado sistemas que dan una mayor énfasis a la homogeneización de la composición florística, pero manteniendo una estructura disetánea y con ciclos más cortos. Estos sistemas se discutirán en la sección sobre sistemas policíclicos.

En África se aplicó una modificación del sistema en bosques secundarios con alta abundancia de okoumé (*Aucoumea klaineana*). Este sistema contempla tratamientos de raleo y refinamiento que favorecen a la especie, según su fase de desarrollo y abundancia. En el Recuadro 3.3 describimos el sistema en detalle. Su principal ventaja ha sido que permitió prescripciones claras de los tratamientos por aplicar, los cuales aumentaron el crecimiento de los árboles favorecidos significativamente (Lamprecht 1990). Su principal desventaja es el alto costo de aplicar tratamientos relativamente intensivos muchos años antes de hacer un aprovechamiento comercial. El sistema de mejoramiento de poblaciones de okoumé se aplica con más facilidad en rodales coetáneos, dominados por una o pocas especies.

Los primeros sistemas de mejoramiento buscaban concentrar la producción de madera en muy pocas especies



Recuadro 3.3. Ejemplo de un sistema monocíclico de mejoramiento de las poblaciones naturales de okoumé

El sistema de mejoramiento de las poblaciones naturales fue desarrollado en Gabón, África, dada la abundante regeneración espontánea de árboles de especies de alto valor comercial, como okoumé (*Aucoumea klaineana*) en áreas agrícolas abandonadas (Catinot 1967).

El Servicio Forestal de Gabón inició la intervención de extensas formaciones de bosques dominadas por okoumé. El sistema parte de una secuencia de raleos, para reducir la alta densidad de individuos por hectárea y acelerar el crecimiento de árboles seleccionables, reduciendo el período de cosecha al menor tiempo posible.

La primera etapa del manejo consiste en una subdivisión del bosque en rodales de 1x1 km y cuadrículas de 1 ha. Después se elabora un mapa del rodal marcando los áreas de okoumé y se determina el dap promedio y número de árboles por hectárea en cada área. La segunda etapa consiste en labores silviculturales sobre las poblaciones de okoumé en cada cuadrícula, según el dap promedio:

- Entre 1 - 10 cm: limpieza.
- Entre 10 - 20 cm: raleo, dejando 400 árboles/ha y eliminación de árboles dominantes de otras especies.
- Entre 20 - 40 cm: raleo hasta una densidad máxima de 80 árboles/ha y eliminación de árboles dominantes y codominantes de otras especies
- Entre 40 - 60 cm: eliminación de árboles dominantes que compiten con okoumé y que son de la misma especie pero sin valor.
- Más de 60 cm: se identifican y cuentan los árboles explotables y se eliminan lianas.

Ventajas

- Las actividades silviculturales se concentran en los individuos de mayor valor comercial, para los cuales se puede lograr un aumento significativo en su crecimiento diamétrico.
- Se pueden obtener bosques con altos volúmenes comerciales por hectárea en ciclos de cosecha relativamente cortos.

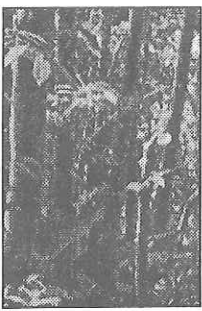
Desventajas

- Al tener que eliminar árboles de diámetros pequeños para los cuales es difícil encontrar un mercado, los tratamientos pueden ser caros.
- El sistema se basa en la presencia de pocas especies; por lo tanto se obtiene poca diversidad vegetal.
- Las especies bajo manejo con este sistema son heliófitas. El sistema es poco favorable para especies tolerantes a la sombra.

Fuente: Catinot 1967

3.4.4 Ejemplos de sistemas monocíclicos en América Latina

En América Latina existen ejemplos de los tres sub-grupos de sistemas: El sistema de regeneración bajo dosel en Trinidad, aplicado en un bosque secundario, es un ejemplo del primero (Recuadro 3.4). El sistema Palcazú en Perú convierte el bosque primario disetáneo en un bosque secundario coetáneo en una sola operación, y es un ejemplo del segundo (Recuadro 3.5). Además, el CATIE empezó un sistema de mejoramiento en bosques secundarios en Costa Rica.

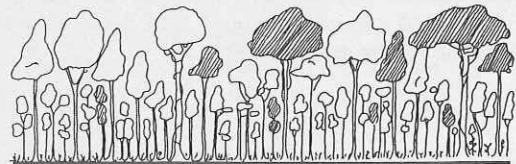


**Recuadro 3.4. Ejemplo de sistema monocíclico
El caso de regeneración bajo dosel protector en Trinidad**

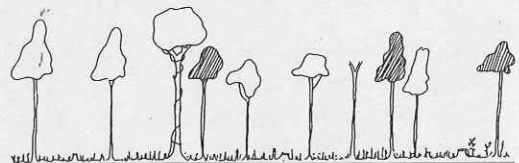
El sistema de regeneración bajo dosel protector de Trinidad promueve la regeneración después del aprovechamiento. El sistema fue inicialmente aplicado en bosques de *Carapa-Eschweilera* fuertemente afectados por agricultura de subsistencia y extracción de madera y leña para usos locales. Se desarrolló bajo un esquema de plantaciones de recuperación, iniciado en 1927 (Baur 1964). Cuando encontraron abundante regeneración natural de especies comerciales decidieron reducir las plantaciones, y se evolucionó hacia un sistema de enriquecimiento bajo dosel. Unos diez años después se había abandonado casi completamente la plantación, en favor del manejo de la regeneración natural.

El sistema original estableció un ciclo de corta de 60 años, para permitir la formación de madera de buena calidad. Para esto, se eliminó el dosel superior en un período de ocho años; se comenzó con la corta de lianas 1 a 2 años antes del aprovechamiento. El aprovechamiento fue seguido por la formación de un dosel protector, para lo cual se eliminó el dosel intermedio. Esta operación fue realizado por carboneros bajo supervisión del personal del servicio forestal; casi toda la madera sacada fue convertida en carbón. En los siguientes años las operaciones se enfocaron en mantener y favorecer la regeneración de especies deseadas mediante raleos y corta de lianas. Unos cinco años después del aprovechamiento se eliminó todo el dosel protector.

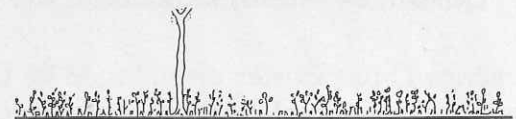
En los años 50 se percataron de que muchas de las especies favorecidas por los tratamientos eran especies de crecimiento rápido. Esto permitió una adaptación del sistema original para aprovechar estas especies con base en un ciclo de 30 años. El segundo aprovechamiento, en el año 30, deja un dosel con árboles de especies valiosas de menor crecimiento, las cuales serán aprovechadas junto con la nueva regeneración de especies de crecimiento rápido al final del segundo ciclo, 60 años después del primer aprovechamiento.



Aunque el sistema fue exitoso tanto en bosques primarios intervenidos como en bosques secundarios, al final tuvieron que abandonarlo cuando el mercado de carbón se vino abajo por la disponibilidad de petróleo y sus derivados para usos domésticos. Sin la posibilidad de vender la madera sacada durante la formación del dosel protector, esa operación se volvió demasiado cara.



La figura siguiente muestra en forma esquemática el desarrollo del bosque con el sistema de regeneración bajo dosel en Trinidad (adaptado para Trinidad de Catinot 1967).



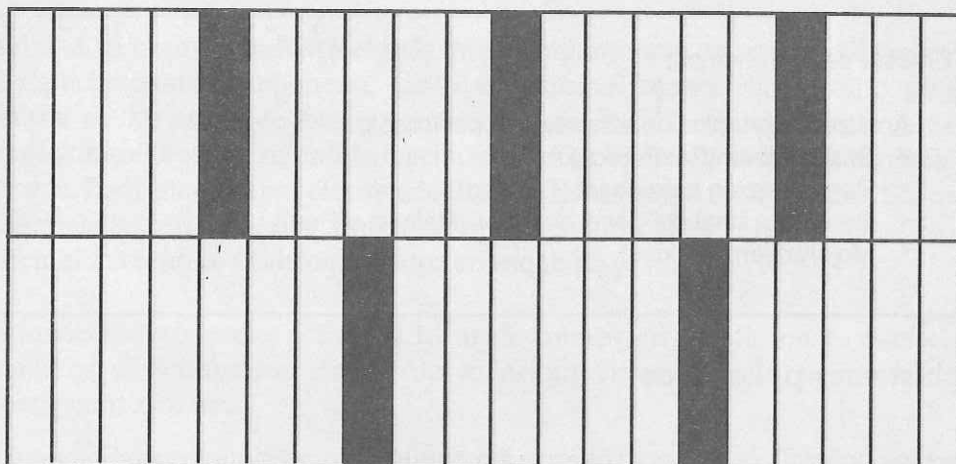


**Recuadro 3.5. Ejemplo de sistema monocíclico
El caso Palcazú en Perú**

El sistema de Palcazú es un sistema de tala rasa en fajas, basado en el principio ecológico de que las especies nativas vuelven siempre después de la tala, si se mantienen fuentes de semillas aledañas a las fajas taladas.

El sistema fue desarrollado dentro del contexto de una planificación de uso de la tierra, considerando el potencial del suelo para sostener la producción forestal por medio de este sistema. El objetivo principal era contribuir con el desarrollo económico de los habitantes de la zona. El sistema, por esta razón, estaba vinculado a un aprovechamiento en escala artesanal y extracción con bueyes, y procesamiento de la madera de todas las especies y tamaños en diferentes formas para su venta posterior en mercados urbanos.

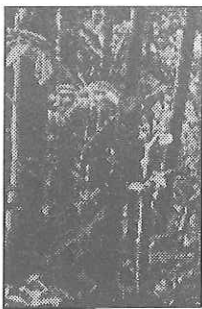
El esquema siguiente presenta un plan teórico de la rotación del aprovechamiento. El ancho de las fajas era aproximadamente igual a la altura del dosel, y la orientación fue de este al oeste, para permitir adecuada entrada de luz en las fajas.



La tala se distribuyó de tal manera que siempre hubiera por lo menos un período de diez años entre talas sucesivas de bosques aledaños. Las áreas sombreadas se mantuvieron como áreas protegidas.

Aunque el sistema tuvo éxito desde el punto de vista silvicultural, con amplia regeneración de especies comerciales en las fajas, desde el punto de vista económico y social no logró cumplir con sus objetivos. La principal razón fue la falta de un mercado competitivo para los diferentes productos del bosque, en particular leña y carbón.

En situaciones donde se puede utilizar todo el material extraído del bosque, este sistema podría ofrecer una alternativa atractiva.



En bosques secundarios en Costa Rica se han aplicado sistemas de mejoramiento monocíclico, así como en bosques primarios de Surinam (sistema CELOS, ver sección sistemas policíclicos). En la región Huetar Norte de Costa Rica, el CATIE empezó actividades en un bosque de unos 25 años de edad dominado por *Vochysia ferruginea*, *Vernonia trifusculosa* y *Cordia alliodora*. Se aplicaron tratamientos de raleo de las especies comerciales y liberación por competencia en espacio (dentro de un radio de 7 m del Arbol de Futura Cosecha o AFC) y por luz (dap >40 cm), siempre favoreciendo los AFC de *Cordia alliodora*, *Vochysia ferruginea*, *V. guatemalensis* y *Xylopia sericophylla* (Herrera 1996). Las experiencias de CATIE con este sistema están todavía a nivel experimental; falta confirmar cuándo se puede hacer la cosecha principal y si las operaciones son rentables.

En América Central se pueden encontrar otros bosques constituidos por una o pocas especies dominantes que podrían ser susceptibles a un manejo silvicultural basado en un sistema de mejoramiento. Ejemplos de esas poblaciones son aquellas conformadas por *Vochysia guatemalensis*, *Vochysia ferruginea*, *Luehea seemanii*, *Schizolobium parahyba* o *Tabebuia rosea*, entre otras.

En esta sección hemos:

- Analizado ejemplos de sistemas monocíclicos:
 - Bosque bajo (Costa Rica)
 - Regeneración bajo dosel (Trinidad)
 - Remoción total del dosel superior (Malasia y Perú)
 - Mejoramiento (Africa)

3.5 Sistemas policíclicos

Los sistemas policíclicos se desarrollaron a menudo bajo presiones económicas: aunque los sistemas monocíclicos logran producir más madera por hectárea y bajar los costos de aprovechamiento por metro cúbico, requieren una inversión grande al inicio del ciclo, mientras que el éxito de la inversión depende de un seguimiento a la regeneración. En la mayoría de los casos donde se aplicaron sistemas monocíclicos, los servicios forestales fueron responsables de las actividades silviculturales. A partir de los años 50-60, cada vez fue más difícil para estos servicios obtener el financiamiento de las actividades y esperar más de 40 años hasta recibir los ingresos.

Los sistemas policíclicos requieren menos inversión inicial, significan menos riesgo financiero y ecológico, e ingresos más frecuentes, aunque menor por unidad de área que los sistemas monocíclicos (ver cuadro 3.1).

Para el éxito de sistemas policíclicos es esencial mantener los daños a la vegetación, al suelo y al agua dentro de límites aceptables. Esto permite la recuperación del bosque durante el período entre dos aprovechamientos sucesivos. Estos sistemas, por ende, deben ser acompañados por actividades de aprovechamiento de impacto reducido.

El éxito de los sistemas policíclicos depende de que la cosecha no cause mayores daños al bosque remanente



Los sistemas policíclicos se puede subdividir básicamente en los siguientes grupos:

- Sistemas de **enriquecimiento**, que manejan la masa en pie y pretenden aumentar la proporción de especies comerciales por medio de plantaciones en el bosque. A veces la intensidad del enriquecimiento es alta, y si todas las actividades están dirigidas sólo a favorecer las plantaciones, puede convertirse en un sistema monocíclico.
- Sistemas de **mejoramiento**; manejan la masa en pie y pretenden homogeneizar la composición florística drásticamente por medio de eliminación de especies no deseables (refinamiento, ver capítulo 4).
- Sistemas de **entresaca**; también manejan la masa en pie. Pretenden aumentar la proporción de especies comerciales en el bosque sin eliminar especies no deseables. Eliminan principalmente árboles que compiten directamente con árboles de futura cosecha.

3.5.1 Sistemas de enriquecimiento

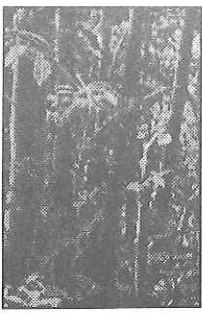
En realidad, el enriquecimiento es más un tratamiento que un sistema silvicultural, y se puede aplicar como componente tanto en sistemas monocíclicos como policíclicos. Hablamos de sistemas de enriquecimiento cuando los esfuerzos para asegurar la regeneración del bosque se enfocan principalmente en la regeneración artificial dentro del bosque. Podríamos haber clasificado estos sistemas como monocíclicos. Sin embargo, las experiencias en América Latina son con intensidades relativamente bajas, que permiten el manejo de los bosques bajo un esquema policíclico.

El enriquecimiento como actividad lo analizaremos en detalle en el capítulo sobre tratamientos silviculturales. Aquí sólo mencionaremos algunos de los sistemas de enriquecimiento en uso.

Durante el siglo XX muchos esfuerzos de manejar los bosques húmedos tropicales fueron dirigidos a aumentar la proporción de especies deseables dentro de estos bosques tan diversos. Particularmente en las colonias francesas en Africa el enriquecimiento mediante la plantación de árboles fue el enfoque de regeneración de los bosques (Dawkins y Philip 1998, Lamprecht 1990). El enriquecimiento se ha aplicado en todo el mundo tropical con más o menos éxito. En general, se ha realizado mediante la apertura de trochas orientada de oeste al este para permitir la mayor entrada de luz. Las plantas se colocan luego sobre el eje de cada trocha. Las hileras se limpian durante varios años.

Lamprecht (1990) describió ejemplos de Venezuela y México. En Venezuela, el método Caimital difiere de otros métodos de enriquecimiento en que se abrieron las trochas con tractores de oruga. Luego descompactaron el suelo con una rastra de disco y dejaron la trocha para que se regenerara de manera natural. Una vez establecida suficiente regeneración natural, los cuidados fueron similares a los de otros sistemas de enriquecimiento. Lamprecht indica que hubo resultados alentadores; sin embargo, cuestiona el uso de maquinaria para abrir las trochas, debido a los costos relativamente altos y la dependencia de los precios del combustible.

Para tener un enriquecimiento exitoso, es necesario dar seguimiento a los árboles plantados



El enriquecimiento con plantas individuales o en grupos es más factible donde la gente del lugar está manejando el bosque

En México el enriquecimiento se dirigió principalmente a las especies caoba y cedro, colocando semillas en las vías de arrastre después del aprovechamiento. Este sistema evita los altos costos de abrir trochas. Los costos de mantenimiento subieron por la dificultad de encontrar la regeneración establecida en los años posteriores al aprovechamiento y las condiciones menos favorables para el crecimiento de la regeneración (suelos compactados, poca entrada de luz por no tener la orientación este-oeste).

Lezama Conrado (1993) discute diferentes métodos de enriquecimiento y recomienda algunas especies para los bosques tropicales de México. Según él, el enriquecimiento individual y en grupos son métodos fáciles de aplicar en bosques donde la población local está involucrada en el manejo (por ejemplo, los ejidos de Quintana Roo), porque no requieren muchas inversiones adicionales: no hay que abrir trochas, ya que se plantan semillas o plántulas en los claros causados por la tala (individual) o por el almacenamiento de trozas (en grupos). Pero, en ambos casos, las plantas se encuentran dispersas y puede ser difícil desarrollar las actividades de seguimiento a las plantaciones.

El mismo autor menciona enriquecimiento en líneas y en corredores o fajas, como métodos aplicables en bosques del Estado. Sin embargo, debido a la falta de seguimiento, tales esfuerzos no han tenido mucho éxito en México. Sus conclusiones principales son que la decisión de realizar plantaciones de enriquecimiento se debe basar en las necesidades locales y en la posibilidad de dar seguimiento de la regeneración.

También Wadsworth (1997) enfatiza la importancia de analizar cada situación en particular antes de escoger un método u otro para regenerar el bosque.

Recuadro 3.6. Aspectos esenciales para el éxito de los sistemas de enriquecimiento

- Plantar a poca distancia dentro de las líneas.
- Para maximizar la entrada de luz, orientar las líneas de este a oeste.
- Utilizar especies capaces de crecimiento rápido en su fase inicial: heliófitas efímeras o durables.
- Cosechar todo el área antes de hacer la plantación; no permitir cosechas posteriores hasta terminar el ciclo de corta.
- Manejar también la vegetación entre las líneas; no sólo los árboles plantados.
- Liberar a las plantas de la competencia a nivel de copas y raíces.
- Proteger el área de daños causados por la vida silvestre. Las líneas a menudo facilitan el acceso de animales a las plantas.

Observe que estos autores sólo se refieren al enriquecimiento en la forma de líneas o corredores. El enriquecimiento en grupos o individual puede evitar algunos de los problemas encontrados en sistemas lineales.

Fuente: Foury 1956, citado por Dawkins y Philip 1998.

En la toma de decisiones sobre la aplicación de un sistema de enriquecimiento hay que considerar claramente los objetivos. Si el objetivo es la producción de madera para uso local se debe considerar plantar árboles fuera del bosque, sea incorporándolos en los sistemas agrícolas, como árboles solitarios cerca de las casas o en plantaciones pequeñas. Es más fácil dar seguimiento a árboles plantados cerca de sitios visitados frecuentemente por los propietarios.



3.5.2 Sistemas de mejoramiento

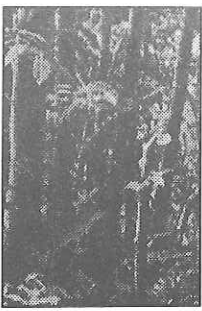
El sistema silvicultural más estudiado en América Latina es probablemente el sistema CELOS. Se desarrolló con base en una modificación local de los sistemas monocíclicos desarrollados en Malaya y Africa. Como tratamiento silvicultural, se aplicó un refinamiento, eliminando todos los árboles de especies no deseables a partir de 5-10 cm dap y de los árboles de mala forma de especies comerciales (ver capítulo 4 para una discusión de este tipo de tratamientos). La práctica mostró que la regeneración de especies no deseables aumentó, resultando en mucha competencia para la regeneración de especies comerciales, por lo que fue necesario aplicar tratamientos de limpieza. Para reducir los costos, se iniciaron experimentos con diferentes tratamientos; el resultado fue una propuesta para aplicar un sistema policíclico (Graaf 1986, Jonkers 1987). El sistema silvicultural es complementado por un sistema de aprovechamiento, incorporando medidas de mitigación de impactos al medio ambiente, y dejando un bosque con alto potencial para el manejo (Hendrison 1990). Los dos sistemas en conjunto forman el sistema de manejo CELOS. El efecto hipotético del sistema sobre el bosque se ilustra en el Recuadro 3.7.

La planificación y el control de las operaciones en el CELOS dependen directamente de los resultados de inventarios en diferentes momentos: el inventario general y la información obtenida de parcelas permanentes de medición ayudan a determinar el ciclo de corta más apropiado y la intensidad de corta. El censo comercial ayuda en la planificación detallada del aprovechamiento; los muestreos diagnósticos, realizados después del aprovechamiento, ayudan a determinar la intensidad de los refinamientos u otros tratamientos silviculturales. Vea el capítulo de levantamiento de información forestal para una discusión más detallada sobre el uso de los diferentes inventarios en la silvicultura.

El sistema prevé tres tratamientos con intervalos de 7 a 8 años, y un ciclo de corta de aproximadamente 20 a 25 años. En los primeros ensayos, el primer tratamiento fue fuerte, eliminando todos los individuos de especies no deseables a partir de un dap de 20 cm, y reduciendo el área basal hasta un 40% del original (Graaf 1986).

Algunas de las principales críticas a este sistema fueron que (Jonkers 1987):

- El aprovechamiento policíclico puede resultar en degeneración genética de las poblaciones de especies comerciales, por la extracción de todos los individuos de mejor forma y vigor.
- El refinamiento puede eliminar especies que actualmente no tienen un valor comercial, pero que en el próximo ciclo podrían ser comerciales.
- La acumulación de nutrientes en la hojarasca después del aprovechamiento y refinamiento puede causar pérdidas aceleradas y una disminución en la capacidad de carga del ecosistema.
- El uso de arboricidas es nocivo para la salud tanto del bosque como de los humanos.
- El sistema resulta en una reducción sustancial de la diversidad biológica.
- Las aperturas en el dosel crean un microclima más seco y caliente, lo cual es desfavorable para especies del bosque primario.
- Los costos de los tratamientos pueden ser demasiado altos para hacer las operaciones rentables.



Jonkers (1987) reconoce las críticas y propone ajustes al sistema CELOS. Una de las modificaciones propuestas es limitar el refinamiento a individuos a partir de 40 cm dap en áreas abiertas por el aprovechamiento, para mantener siempre alguna cobertura de copas y así evitar el ingreso de especies heliófitas efímeras. De esta manera también se evita una acumulación de materia orgánica en áreas más susceptibles a pérdidas de nutrientes por su exposición directa al sol y la lluvia. Además, un refinamiento menos riguroso reduce el riesgo de pérdida de diversidad y de especies que en el futuro podrían tener valor comercial, y reduce los cambios en el microclima causados por aperturas grandes.

Sin embargo, hay que tomar en cuenta que uno de los objetivos principales de la silvicultura es la producción de madera. Como veremos en el Capítulo 4, esa producción es favorecida por intervenciones relativamente fuertes, que eliminan hasta 40% del área basal original del bosque. Tal intensidad de la intervención puede tener impactos negativos sobre la diversidad biológica. Pero, por otro lado, el mismo CELOS permite mantener una cobertura boscosa, afecta poco el ciclo de nutrientes y casi no acelera la erosión del suelo. Parece compatible, entonces, con funciones de protección de suelo y agua. Además, el aumento en el crecimiento que se obtenga después de los tratamientos es favorable al secuestro de carbono.

Es esencial, entonces, que antes de empezar con el manejo y la silvicultura de bosques, se tengan muy claros los objetivos de ese manejo y las limitaciones del bosque a manejar. Los bosques que no toleran intervenciones sustanciales, o donde el mantenimiento de la diversidad actual tiene prioridad, a lo mejor no deben ser manejados con sistemas parecidos al CELOS.

En relación con los arboricidas, Jonkers explica que se han aplicado porque son más efectivos que la desvitalización manual por medio del anillamiento (ver capítulos de tratamientos y técnicas silviculturales para descripciones detalladas de esos conceptos) y ayudan a reducir los costos de los tratamientos. Jonkers (1987) y Graaf (1986) reconocen, sin embargo, el peligro potencial de usar 2,4,5-T de manera descontrolada, y más si es de fabricación dudosa con contaminaciones muy venenosas. En el capítulo 5 discutiremos algunas alternativas para el uso de este y otros arboricidas.

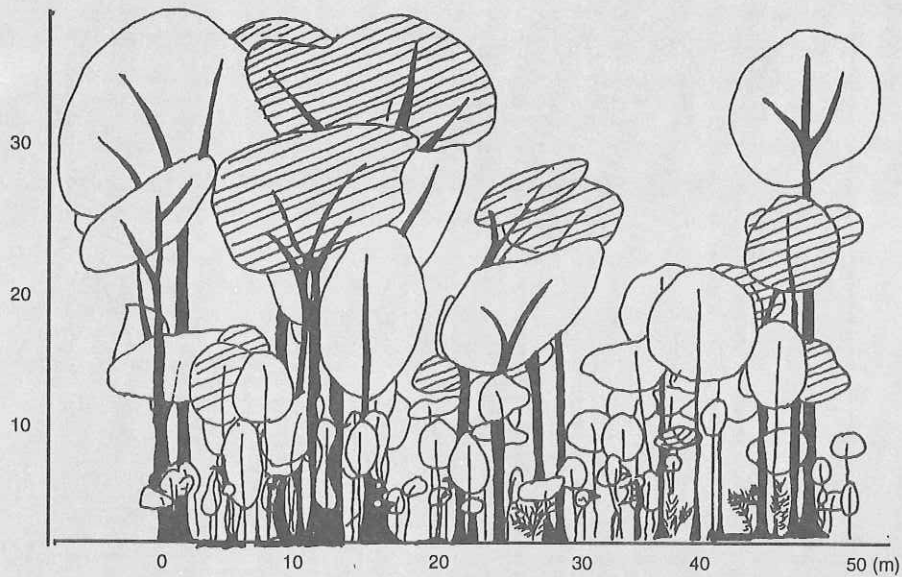
En algunos casos, se recomiendan intervenciones menos fuertes para reducir el impacto negativo

Recuadro 3.7. El sistema CELOS, un sistema policíclico de mejoramiento

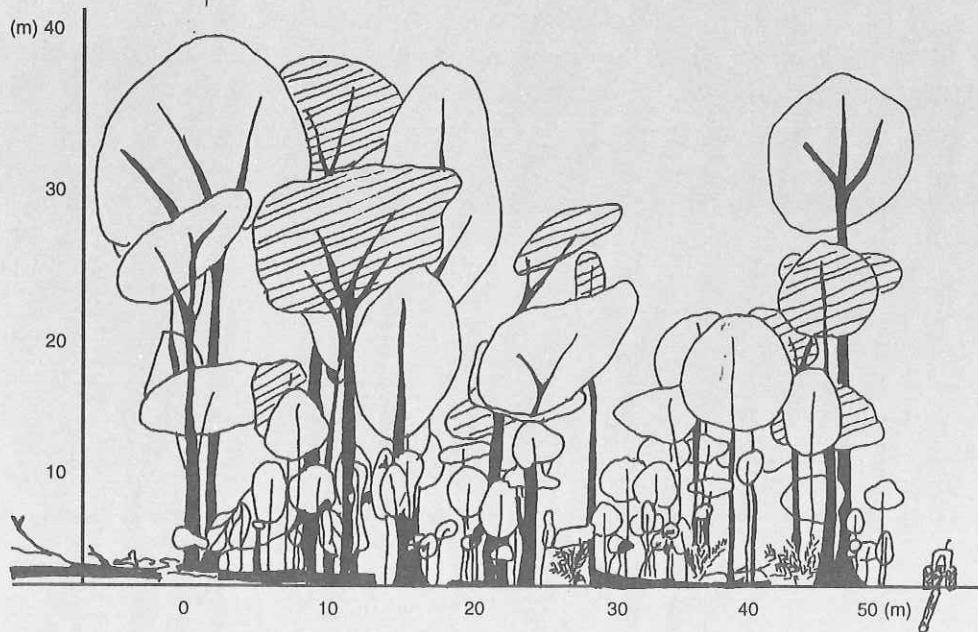
Las figuras muestran la secuencia hipotética del sistema silvicultural CELOS: (a) el bosque no intervenido. Para la cosecha se usan métodos de aprovechamiento de impacto reducido que dejan un bosque similar al mostrado en (b). Después de un año se realiza un muestreo, cuyos resultados deben determinar la intensidad del primer tratamiento. (c) muestra el bosque dos años después de un refinamiento, desvitalizando todos los árboles no comerciales con más de 30 cm dap. A partir de este momento, los árboles remanentes incrementan su crecimiento por un período de cinco a seis años, cuando se necesita aplicar otro tratamiento.

En este ejemplo hipotético se realizó un segundo refinamiento para eliminar todos los árboles de especies no comerciales a partir de 10 cm dap. En el año 16 se aplicó un tratamiento liviano para eliminar lianas y algunos árboles pequeños (d). Note que en esta fase, el dosel superior consiste de casi sólo árboles de especies comerciales (árboles sombreados), y que el bosque mantiene una estructura discetánea. En un par de años, este bosque estará listo para el segundo aprovechamiento de los árboles marcados (1) y (2).

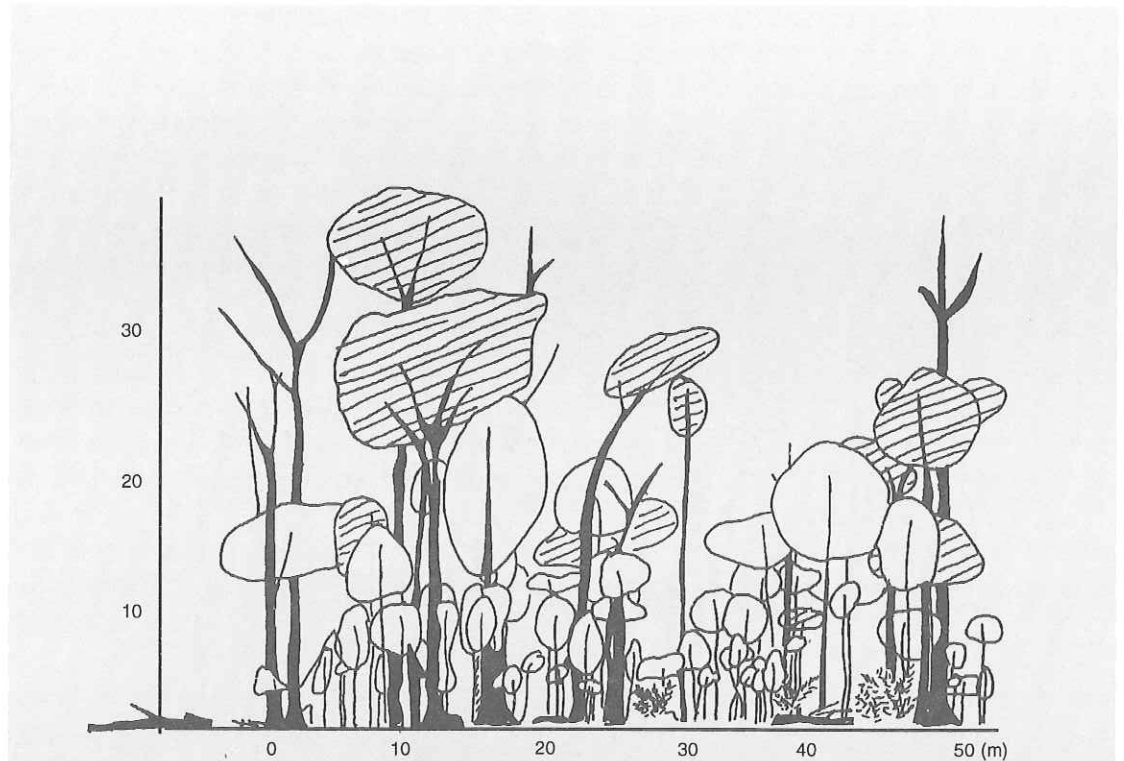
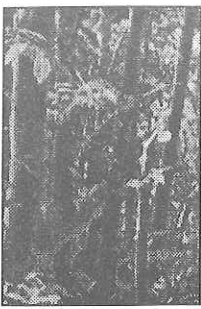
Fuente: Adaptado de Graaf 1986



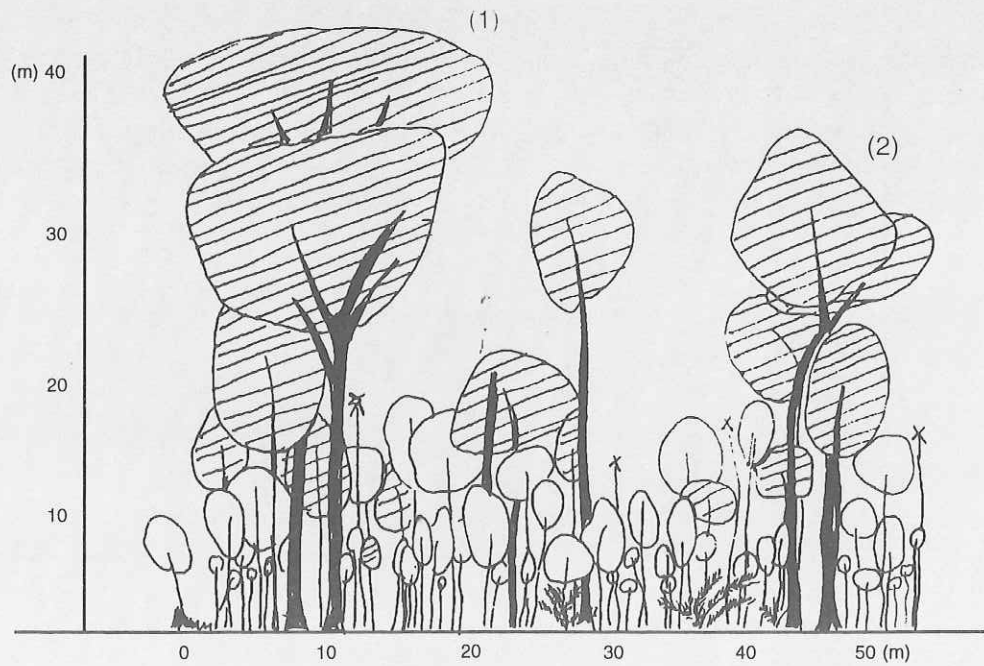
a) Bosque no intervenido



b) Bosque aprovechado



c) Bosque dos años después de un refinamiento



d) Bosque con tratamiento liviano para eliminar lianas y algunos árboles pequeños



El sistema CELOS se ha aplicado sólo a escala experimental. Sin embargo, sus experiencias han servido como base para desarrollar actividades silvícolas en la mayoría de los países centroamericanos y de la Amazonia. Actualmente se está proponiendo validar el sistema CELOS a escala comercial en Guyana Francesa y Brasil.

Los sistemas de mejoramiento, como el CELOS, son adaptaciones directas de los sistemas monocíclicos que tratan de resolver algunos de los problemas encontrados con estos últimos sistemas. El CELOS trabaja con regeneración establecida, lo que permite ciclos más cortos y reducir las inversiones iniciales; mantiene una cobertura boscosa, lo que reduce los riesgos ecológicos y permite cumplir con diferentes funciones ecológicas; aplica tratamientos fuertes para llegar a producciones razonables por hectárea. Aunque estos tratamientos requieren inversiones menores que los sistemas monocíclicos (Graaf 1986), todavía pueden ser no rentables si no hay seguridad de que los tratamientos aumenten los ingresos.

3.5.3 Sistemas de entresaca

Los países con menos facilidades de financiar sus actividades forestales, sea por razones de presupuesto (por ejemplo Filipinas, Indonesia) o mayor costo de la mano de obra (Australia), se inclinaron hacia sistemas en los cuales el aprovechamiento es el tratamiento silvicultural principal: los sistemas de entresaca. Estos son muy parecidos a los sistemas que se limitaron a fijar un DMC como único control del aprovechamiento, sin dar seguimiento al bosque remanente. La diferencia principal radica en que los sistemas de entresaca toman en cuenta el potencial del bosque para producir madera, a la vez que determinan los principales parámetros del sistema silvicultural: el CC, DMC e Intensidad de Corta (IC). Además proponen algunas actividades silviculturales para favorecer la regeneración establecida, aunque estas son más puntuales que los refinamientos propuestos por el sistema CELOS.

El éxito de los sistemas de entresaca dependen en gran parte de la capacidad de reducir los daños del aprovechamiento, del potencial del bosque remanente de reaccionar a las aperturas creadas por el aprovechamiento y otras actividades silviculturales, y de un sistema efectivo de control del cumplimiento de los lineamientos silvícolas y del uso futuro del suelo. La falta de un sistema efectivo de control ha sido uno de los principales impedimentos del manejo forestal en Filipinas e Indonesia: en el pasado a menudo se violaron los DMC, no se respetaron zonas de protección dentro del bosque productivo, y los daños al bosque remanente superaron los niveles aceptables, tanto en área ocupada por claros y vías de arrastre (mayor a 25%) como en área basal dañada (hasta 70% en algunos casos) (Cameron y Vigus 1993).

Los sistemas de entresaca son relativamente simples. Su éxito depende en buena medida de un sistema de control efectivo

Las actividades principales de este grupo de sistemas son:

- Delimitación de unidades de extracción.
- Muestreo del 5% (inventario general) de las especies comerciales con dap entre 15-75 cm.
- Marcación de árboles a cosechar con indicación de la dirección de tala y la marcación de 'árboles de la futura cosecha'. Esto es, la realización de un censo comercial.
- Aprovechamiento.



- Muestreo diagnóstico
- Limpieza general por medio de corta de trepadoras, árboles indeseables, palmas.
- Raleo de entresaca, diez años después de la tala.

Es interesante como en Queensland, Australia, se desarrolló un sistema de entresaca a partir de un sistema intensivo, similar a uno de mejoramiento, dando cada vez mayor énfasis en el control del aprovechamiento (Recuadro 3.8).

En Queensland, los costos de los tratamientos intensivos también fueron de mucha importancia en el desarrollo de sistemas más sencillos y, en 1988, se decidió abandonar el manejo de los bosques estatales para la producción de madera, en favor de un manejo para atender otras funciones del bosque; de hecho, tales bosques fueron declarados Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO. Esta decisión significó un cambio radical en la economía local: mucha gente perdió su trabajo con las empresas madereras, o con el servicio forestal; quienes lograron reorientar sus capacidades hacia el manejo de funciones alternativas de los bosques fueron los que aprovecharon las nuevas oportunidades. Actualmente, los bosques como centro de atracción para muchos turistas, en particular los japoneses, proveen mayores ingresos al estado de Queensland que el aprovechamiento de madera en su tiempo.

Varias conclusiones se pueden extraer de las experiencias australianas:

- Es posible aplicar sistemas silviculturales como base técnica para el manejo forestal de bosques húmedos tropicales, sin perjudicar las futuras opciones de manejo de los bosques para cumplir con una variedad de funciones. Después de más de 40 años de aprovechamiento y manejo, el bosque era lo suficientemente diverso y cumplía funciones ecológicas importantes para declararlo Patrimonio Mundial.
- El aprovechamiento de madera no necesariamente es el uso del bosque más atractivo económicamente. Con una buena infraestructura, buenas facilidades y turistas que pagan por disfrutar de la naturaleza, el ecoturismo puede generar mayores ingresos.
- El aprovechamiento y la silvicultura, junto con una industria de transformación bien organizada, pueden contribuir a crear las condiciones para un manejo más integral de los bosques y mayor desarrollo económico para la gente que depende de ellos.

Hay que tener cuidado en la interpretación de las conclusiones, porque la situación de los bosques de Queensland, de su población y del servicio forestal australiano fueron -y son- muy diferentes que las de los bosques, poblaciones y servicios forestales en América Latina. Sin embargo, en Queensland el desarrollo forestal se inició en una manera muy semejante a muchos países tropicales (Dawkins y Philip 1998): después de la independencia (1859) las políticas del gobierno dieron prioridad a la agricultura sobre el uso sostenido del bosque. A pesar de una Ley Forestal que declaraba un área mínima como reserva forestal en 1916, la conversión del bosque a tierras agrícolas siguió hasta los años 60. Con la Ley iniciaron discusiones sobre la planificación del uso de la tierra y la necesidad de llegar a un consenso sobre el uso más apropiado. Así, nació el entorno político legal que a partir de los años 60 facilitó la participación de los grupos conservacionistas en la toma de decisiones, y al final, resultó en la declaración del bosque tropical húmedo como Patrimonio de la Humanidad.

La extracción de madera no siempre es el uso más rentable del bosque



Recuadro 3.8. El sistema de entresaca desarrollado en Queensland, Australia

El sistema de entresaca, dicho estrictamente, se desarrolló a través de pruebas con varios sistemas diferentes durante más de 50 años, siempre buscando un mayor rendimiento económico y menor impacto sobre el ambiente.

Inicialmente, en los años 20 y 30 se dio mucho énfasis a la regeneración natural y enriquecimiento de áreas pobres en especies comerciales. El enriquecimiento con *Flindersia* sp. fue exitoso pero caro, y aunque los esfuerzos con enriquecimiento se continuaron hasta los años 70, se decidió abandonarlos por el alto costo. De 1946 a 1954 se aplicó un sistema de mejoramiento, eliminando todos los individuos de especies no deseables después del aprovechamiento (Baur 1964). A partir de 1954, la prescripción general para el aprovechamiento y los tratamientos fue más detallada (Baur 1964):

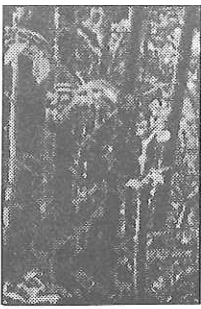
- Corta de lianas, seis meses antes del aprovechamiento.
- Corta y envenenamiento de *Laportea* (Urticaceae).
- Marcación de semilleros (dap 50-100 cm, 8/ha).
- Marcación de árboles aprovechables.
- Marcación para aprovechamiento de árboles defectuosos y apropiados para raleo.
- Marcación de no deseables para corta en forma de liberación.
- Aprovechamiento.
- Anillamiento de todos los fustes sin uso comercial y eliminación de *Laportea*.
- Liberación de árboles de futura cosecha.
- En áreas con regeneración escasa, limpieza de sotobosque alrededor de árboles semilleros.
- Si estas áreas no tienen semilleros, enriquecimiento a 100 tallos/ha.
- Continuar eliminación de *Laportea*, lianas y tratamientos de liberación según necesidad.

Las especies se dividieron en cuatro grupos, según valor comercial y características silviculturales. Luego, la clasificación se ha afinado con base en datos de parcelas permanentes de medición. Vanclay (1994) utilizó estos grupos para desarrollar modelos de crecimiento. Los modelos relacionaron área basal, frecuencia relativa de las especies, origen de los suelos y tiempo desde la última intervención con la regeneración y su crecimiento. Así, se logró explicar una gran parte de la composición florística del bosque actual. Antes de la conversión a Patrimonio de la Humanidad, estos modelos de crecimiento prometieron ser una herramienta importante en la planificación del uso de los bosques tropicales de Queensland.

Los costos de los tratamientos resultaron demasiado altos; por ello, a partir de 1975 casi todos los tratamientos fueron abandonados (Frawley 1988, citado por Dawkins y Philip 1998). El abandono de tratamientos coincidió con grandes esfuerzos por planificar y controlar las operaciones de aprovechamiento (sistema de entresaca). Crome *et al.* (1992) indican que lograron reducir daños al bosque remanente significativamente. En su área de estudio, 5% del área fue afectada por vías de arrastre y el área basal de árboles dañados fue más o menos igual al área basal extraída por la tala. Sin embargo, ellos recomiendan algunas actividades para reducir los daños aún más: hacer uso de una mayor parte de la madera de los árboles talados, construir los caminos y vías de arrastre con más cuidado, evitar erosión y deslizamientos y mejorar la capacitación y la actitud de los operadores de campo.

3.5.4 Sistemas policíclicos en América Central

Varios autores reportan que hasta los años 1980 no hubo actividades silviculturales organizadas en los bosques tropicales húmedos de América Central (Synnott 1989, Schmidt 1987, Dawkins y Philip 1998), con la excepción de las actividades dirigidas al



cultivo de *Swietenia macrophylla* en Belice (Dawkins y Philip 1998). Ahí, la única norma para el aprovechamiento era respetar un DMC, inicialmente de 38 cm dap y luego modificado a 73 cm dap (Mayhew y Newton 1998). El aprovechamiento fue seguido por cortas de mejora, cortas de liberación y cortas de lianas (Dawkins y Philip 1998), pero los resultados fueron decepcionantes y según Mayhew y Newton (1998) las existencias actuales de caoba aprovechable están casi agotadas. Desde entonces hay varios esfuerzos por manejar el bosque con base en sistemas de entresaca con aprovechamiento controlado, e incorporando otras especies comerciales en la planificación del manejo.

Una ventaja de los sistemas policíclicos es su relativa flexibilidad, ya que se pueden modificar en el tiempo

En Honduras, a partir de la segunda mitad de la década de 1980, se dieron iniciativas para manejar el bosque tropical húmedo (Mayhew y Newton 1998, Synnott 1989) con intenciones muy similares a la práctica actual en la zona Atlántica Norte: establecer un DMC, un ciclo de corta de 30 años y plantaciones de enriquecimiento en claros donde sea necesario. Los mismos autores no mencionan operaciones silvícolas después del aprovechamiento. Las normas técnicas para los bosques húmedos tropicales de Honduras contemplan los mismos criterios, aunque se está trabajando en especificarlos mejor con base en las experiencias de los últimos cinco años en Honduras y otras partes de América Central.

También en los años 80, el CATIE inició sus actividades de investigación en el manejo de bosques húmedos tropicales, de las cuales resultó el modelo Tirimbina descrito al inicio de este capítulo (Recuadro 3.0). Este modelo policíclico contempla tratamientos silvícolas, la naturaleza e intensidad de los cuales depende de los resultados de muestreos diagnósticos y su interpretación silvicultural por el profesional a cargo del manejo, de manera semejante al sistema CELOS. Esto permite una gran flexibilidad y adaptación del sistema a la situación local. También toma en cuenta los efectos del aprovechamiento sobre el bosque, reduciendo la intensidad de las actividades silvícolas y aumentando la intensidad del aprovechamiento.

En Costa Rica, las experiencias obtenidas en Tirimbina han servido como base para el manejo de los bosques tropicales húmedos. A pesar de las claras ventajas de aplicar tratamientos de refinamiento demostradas por el sistema CELOS (sencillez, aumento en crecimiento diamétrico), en Costa Rica hay una tendencia a aplicar tratamientos de liberación para reducir el impacto sobre la diversidad de especies. Además, los tratamientos se aplican únicamente en las áreas donde existe regeneración establecida que puede beneficiarse con los tratamientos. El marco general para el sistema en Costa Rica fue determinado por Ley, y tiene una duración mínima del ciclo de corta de 15 años y un DMC de 60 cm. Además, la intensidad de corta máxima es de 60% de los árboles aprovechables por especie.

La silvicultura en América Central todavía está en un proceso evolutivo

Nuestros conocimientos actuales de los bosques tropicales húmedos de la región indican que en la mayoría de los casos se puede aplicar un sistema policíclico de mejora o de entresaca. Sin embargo, en el capítulo sobre la ecología de los bosques centroamericanos ya mencionamos que estos difieren a escala regional y local, debido a factores climatológicos y características de topografía y suelo. Esto significa que los sistemas pueden diferir en cuanto a los tratamientos silviculturales por aplicar, y en el ciclo de corta, DMC e intensidad de corta.



3.5.5. Tendencias en el desarrollo de sistemas silviculturales policíclicos

Los sistemas que hemos descrito hasta ahora no fueron el resultado de una planificación detallada desde el inicio, sino que se desarrollaron a partir de la práctica. La mayor parte de los sistemas discutidos tuvieron éxito desde el punto de vista silvicultural, ya que lograron establecer la regeneración deseada. Sin embargo, también la mayoría luego fueron descartados por razones financieras: los costos de mantener una regeneración vigorosa por medio de la eliminación de la competencia, en una forma u otra fueron demasiados altos dentro del contexto de manejo.

Quizás la única excepción de un sistema exitoso aplicado a escala comercial sin problemas financieros es el sistema de entresaca de Queensland. Este sistema se descartó más que todo por razones políticas y el deseo del público australiano de cambiar el objetivo principal de los bosques tropicales de producción de madera a la producción de servicios ambientales. El sistema CELOS, hasta la fecha, no ha sido probado a escala comercial, aunque se pretende aplicarlo en escalas más grandes en Brasil y Guyana.

En América Central y otras regiones de América Latina tropical, siguen pruebas con diferentes actividades silviculturales después del aprovechamiento. Ya mencionamos el sistema Palcazú en Perú (monocíclico) y el modelo propuesto para Costa Rica por Quirós y Finegan (1994). En la Amazonia brasileña, el Instituto Estatal de Investigaciones Forestales (EMBRAPA) está realizando varios experimentos con tratamientos silviculturales. Sin embargo, todavía no se tienen propuestas claras de sistemas aplicables en escalas grandes.

En los países de América Central, la tendencia es hacia un mejoramiento del aprovechamiento, como un primer paso en el manejo de los bosques tropicales húmedos. Este es un paso muy importante para aumentar las posibilidades de manejo del bosque remanente. Queremos enfatizar, sin embargo, que además de un aprovechamiento cuidadoso, es importante que el aprovechamiento forme parte de una planificación a más largo plazo. Es decir, si se quiere aprovechar el bosque cada 15 años, como en Costa Rica, la cantidad de madera aprovechada por hectárea se reduce, para permitir que el bosque se recupere en esos 15 años, con o sin tratamientos silviculturales. En el caso de que se logre aumentar el crecimiento de las especies comerciales por medio de tratamientos, se podría permitir la corta de la misma cantidad de madera a intervalos menores, o cortar más, manteniendo el mismo período entre cortas sucesivas.

El volumen aprovechado siempre debe ser determinado según la capacidad de recuperación del bosque

Por esta razón, es importante elaborar como parte del plan general de manejo un esquema silvicultural para el período entre cortas sucesivas (Ciclo de Corta), incluyendo las actividades que se pretende realizar durante ese período, los resultados esperados del aprovechamiento, y una descripción de los productos y/o servicios que se pretende ofrecer en el futuro.

3.5.5.1 Información sobre la dinámica del bosque

Los modelos de crecimiento para grupos de especies ayudan a determinar cuándo y cuánto podemos cosechar, y qué efecto tendrá un tratamiento sobre el crecimiento (ver capítulo de ecología). Sin embargo, hasta la fecha sólo hay datos sobre unos 12 años de



crecimiento en pocos sitios en Costa Rica, y menos de cinco años en otros sitios en América Central. Ya se cuenta con un modelo de crecimiento del bosque (SIRENA) y se aplica a escala operacional en Costa Rica (Maginnis *et al.* 1998). Sin embargo, el modelo todavía es bastante teórico, ya que se basa en datos de sólo cinco años de mediciones de sitios en diferentes tipos de bosque (Finegan, com. pers.⁵). Se espera actualizar el modelo en los próximos años para ampliar su aplicación a otras áreas de bosque.

Mientras no exista un modelo de crecimiento muy confiable, el inventario general y estimaciones de crecimiento pueden servir como base para la planificación

Mientras no se tenga un modelo de crecimiento muy confiable, podemos utilizar el inventario general y estimaciones de crecimiento para determinar un marco silvicultural para nuestro bosque. El aprovechamiento y los tratamientos se planifican con base en ese marco. En el capítulo sobre levantamiento de información forestal entraremos en detalle en un método sencillo para establecer tal marco silvicultural. En la sección siguiente mostramos un ejemplo de un sistema de entresaca y cómo tomar decisiones silvícolas con base en la información disponible.

La Fig. 3.3 ilustra la relación entre los inventarios y la planificación del aprovechamiento y de las actividades silvícolas para sistemas silviculturales policíclicos. Podemos ver que el sistema se va desarrollando en el tiempo, según las condiciones del bosque y los efectos de las intervenciones. Durante este desarrollo habrá que tomar varias decisiones de fondo, con base en la información disponible en cada momento.

En esta sección hemos:

- Discutido tres grupos de sistemas policíclicos.
- Demostrado que el enriquecimiento en sistemas monocíclicos y policíclicos puede ser exitoso, si se adaptan las técnicas y especies a la situación local.
- Analizado el sistema CELOS, como uno de los más estudiados y que sirve de base para muchas propuestas silviculturales en América Central y la Amazonia.
- Presentado las experiencias en el bosque tropical de Australia, donde por medio de un enfoque en mejoramiento y control del aprovechamiento se logró una silvicultura aceptable, en términos ecológicos y financieros, y donde, a pesar de los logros silviculturales, las funciones y objetivos del bosque cambiaron a conservación, ecoturismo e investigación.
- Visto que la tendencia en América Central ha sido hacia el desarrollo de sistemas policíclicos, manejando el bosque según su potencial productivo.
- Sugerido la necesidad de hacer más esfuerzos para obtener datos sobre la dinámica de los bosques para mejorar la planificación silvicultural.

⁵ Finegan, B. Cátedra de Ecología de Bosques Tropicales, CATIE. Noviembre 1999.

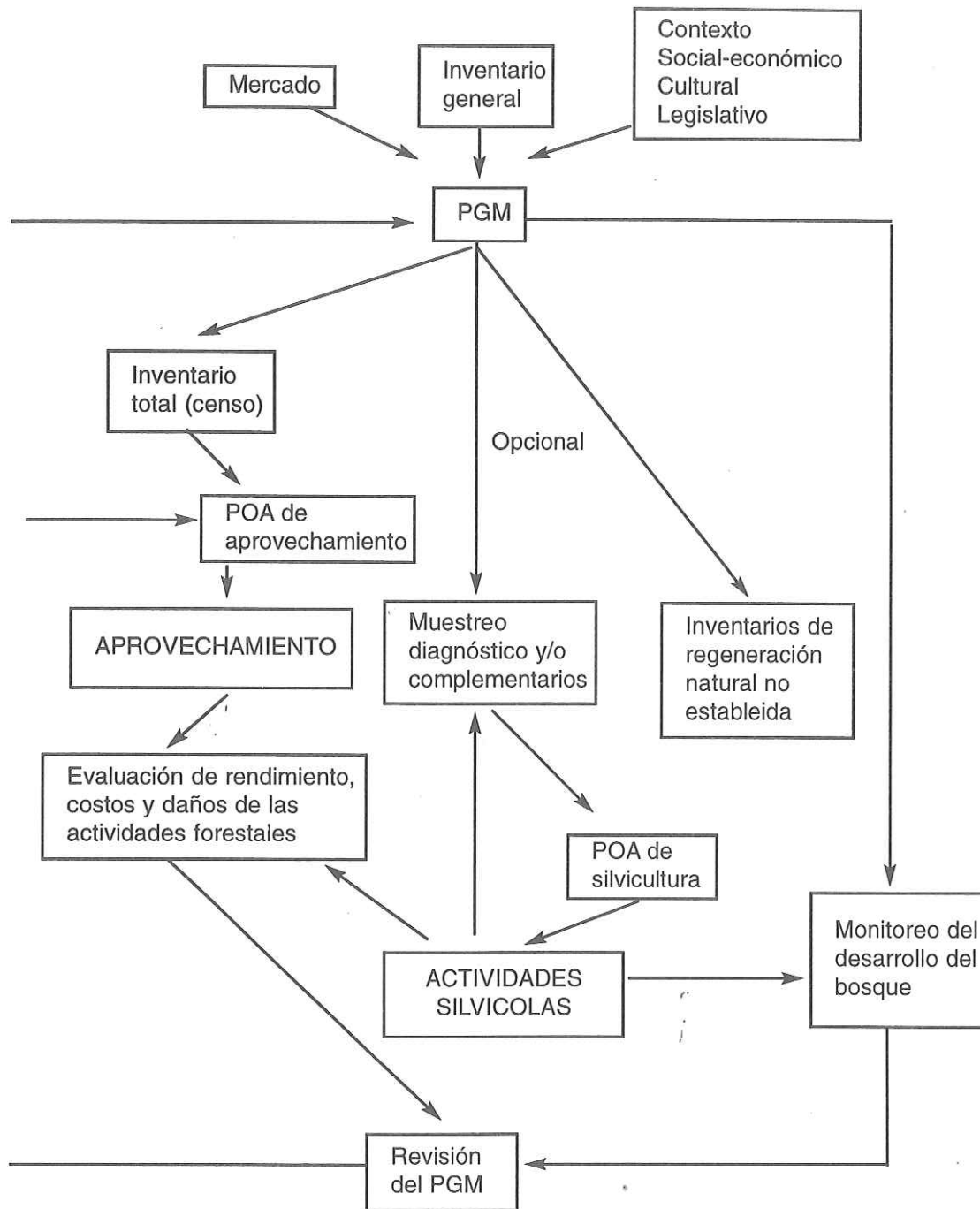
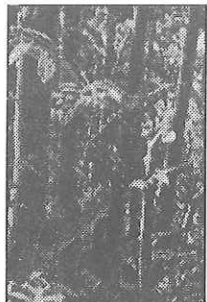


Fig. 3.3 Relación entre inventarios y actividades de planificación del aprovechamiento y las actividades silvícolas en sistemas policíclicos (Fuente Quirós y Louman 2000)



3.6 Pasos principales en la planificación silvicultural

La primera decisión en la planificación silvicultural es, por supuesto, determinar qué se va a hacer con el bosque. Tomando en cuenta las necesidades y deseos del dueño y de los usuarios directos, el potencial del bosque (inventario general) y el mercado, se decide qué funciones se desea que el bosque cumpla. El siguiente paso es determinar el sistema silvicultural que ofrece mejores posibilidades para cumplir con esas funciones. En el caso de producción de madera en condiciones más o menos naturales se evalúan las ventajas y desventajas de los sistemas monocíclicos y policíclicos (Cuadro 3.1). El marco general del sistema se describe en el Plan General de Manejo (PGM). Para sistemas policíclicos, la descripción debe incluir la definición de los productos esperados, las especies por manejar y proteger, la duración del ciclo de corta, los DMC, las intensidades de corta y los volúmenes permisibles de corta anual. Luego se realizan inventarios más detallados de los individuos de interés para el aprovechamiento actual (censo) o futuro (muestreos) en las áreas donde se pretende aplicar las actividades. Después de las actividades se busca determinar sus efectos directos (costos y daños), mientras se evalúa el comportamiento del bosque en forma continua en Parcelas Permanentes de Medición (PPM).

En detalle, las decisiones que se deben tomar se analizan a continuación.

3.6.1. Funciones del bosque, objetivo del manejo y de la silvicultura

La primera decisión tiene que ver con el manejo del bosque para el cumplimiento de alguna función o para la producción de algún bien. Esta decisión vincula los intereses de la gente con el potencial del bosque y tiene implicaciones a largo plazo. Generalmente, se toma con base en información general del bosque, obtenida de un inventario de reconocimiento (de muy baja intensidad y escala grande), o un inventario general (de mayor intensidad con datos sólo del área de interés y por tipo de bosque). El inventario, en primera instancia, suministra información sobre la composición y estructura del bosque. En combinación con información de mercado, se puede ver si en el bosque hay especies de interés comercial. El inventario también puede dar información sobre el ambiente biofísico del bosque, la cual ofrece pautas sobre la necesidad de proteger ciertas áreas; por ejemplo, fuentes de agua o pendientes.

Actualmente, el interés por la producción de otros bienes y servicios de los bosques húmedos tropicales va en aumento. En este texto, sin embargo, nos enfocamos en la producción de madera, hasta ahora el principal interés de la mayoría de los dueños y usuarios. Un número de instituciones y proyectos en América Central (por ejemplo, FUNDECOR y CATIE-PROSIBONA en Costa Rica, CATIE-OLAFO en Costa Rica, Guatemala y Nicaragua) han mostrado que varios usos y servicios del bosque son compatibles con la producción de madera. El manejo cuidadoso del bosque permite la integración del manejo y la conservación de los bosques en la economía de diversos usuarios.

El inventario, en primera instancia, suministra información sobre la composición y estructura del bosque

Es importante considerar el potencial de productos no maderables



3.6.2. Selección del sistema silvicultural

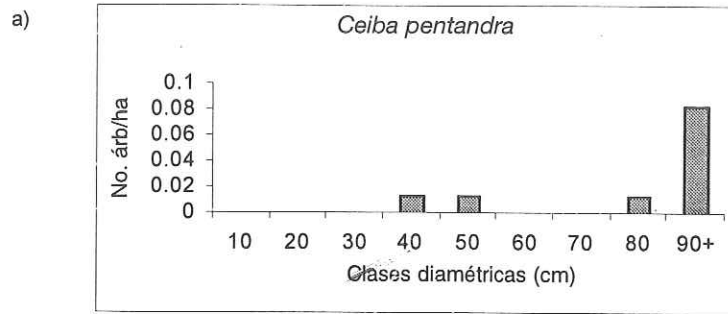
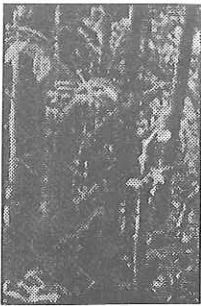
Cuando ya se ha tomado la decisión de manejar el bosque para la producción de madera, el silvicultor tiene que analizar el bosque para determinar como se puede producir en la mejor manera; es decir, técnicamente factible, ecológicamente sostenible, económicamente viable y socialmente aceptable. Su principal herramienta para esta decisión es el inventario forestal (ver su descripción y aplicación más adelante, y el siguiente texto en esta serie). El inventario se usa, en primer lugar, para identificar las especies que se pueden aprovechar y manejar. Con base en la abundancia, la distribución diamétrica y nuestro conocimiento sobre la ecología de las especies escogidas se determina si se va a manejar el bosque para convertirlo en un bosque coetáneo, con ciclos de corta similares a la rotación de las especies de interés (sistema monocíclico), o en un bosque discetáneo, donde se interviene más de una vez durante la vida de un árbol (sistemas policíclicos).

3.6.2.1 Un ejemplo de Layasiksa, Nicaragua

En la Fig. 3.4 se muestran datos de un inventario en la RAAN de Nicaragua para la especie *Ceiba pentandra* (Fig. 3.4a), para el grupo de especies comerciales actuales con buena distribución diamétrica, y para todas las especies (Fig. 3.4b). La especie es una heliófita durable, que requiere un alto grado de iluminación durante sus primeros años de desarrollo. Por ende, para su regeneración requiere claros relativamente grandes, causados por disturbios más o menos fuertes, que ocurren con poca frecuencia. Esto se refleja en la distribución diamétrica, que muestra dos cohortes (grupos de más o menos la misma edad o tamaño) con dos clases diamétricas vacías entre ellos. Si consideramos que la especie crece relativamente rápido (digamos 1 cm/año, aunque sujeto a confirmación con datos de PPM en la zona), la distribución diamétrica de Fig. 3.4a) nos indica que hubo solo dos disturbios fuertes en los últimos 100 años. Esta especie tiene una distribución y comportamiento típicos de especies que se pueden manejar mediante un sistema silvicultural monocíclico, lo que nos llevaría a un bosque coetáneo. Sin embargo, la escasez de la especie (solo un árbol por cada 8 ha), no justifica un manejo de ese tipo.

En el mismo bosque, la distribución diamétrica de las especies comerciales y de todas las especies en conjunto (Fig. 3.4b) es típica para bosques discetáneos. Si se cortaran los árboles de las clases diamétricas mayores (por ejemplo arriba de 50 cm), habrá muchos árboles en las clases inmediatamente menores que podrían remplazar a los árboles cortados durante los próximos 30 a 40 años. Entonces, para estas especies, y para el bosque en total, se podría emplear un sistema policíclico, cortando árboles maduros cada 30 o 40 años. En el capítulo sobre inventarios veremos como se puede estimar con más precisión cuantos de estos árboles realmente se pueden cortar, tomando en cuenta el potencial del bosque para remplazar (recuperar) los árboles cortados.

De manera semejante al ejemplo de la Fig. 3.4, los bosques centroamericanos en su mayoría cuentan con especies comerciales que, como grupo de especies, tienen una buena distribución diamétrica, con suficiente regeneración establecida ($dap \geq 10$ cm), y que logran establecerse en el mismo bosque, siguiendo la dinámica natural. Los sistemas silviculturales más apropiados para este tipo de bosques son los policíclicos, los cuales mantienen la estructura discetánea del bosque.



b)

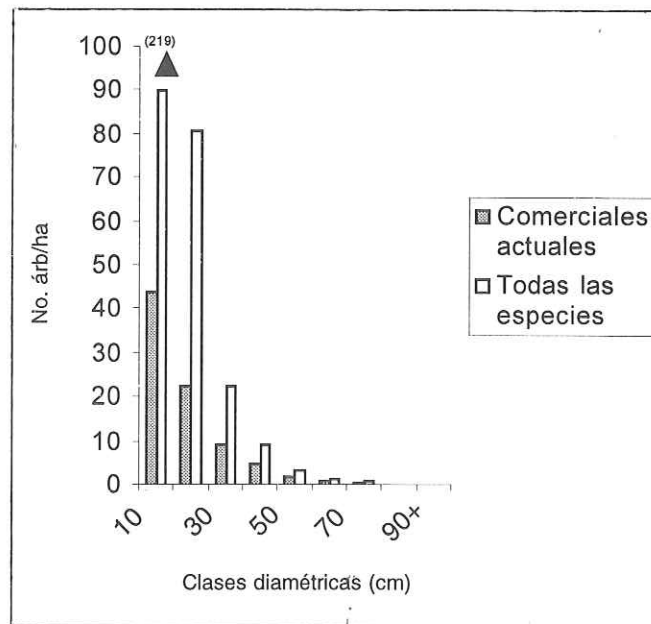


Fig. 3.4. Distribución del número de árboles por hectárea para *Ceiba pentandra* (a), para el grupo de especies comerciales actuales con buena distribución diamétrica y todas las especies (b) en un bosque de 3000 ha en Layasiksa, RAAN, Nicaragua (archivos FADCANIC, y CATIE-TRANSFORMA). El grupo de especies comerciales comprende: *Calophyllum brasiliense*, *Carapa guianensis*, *Dialium guianensis*, *Hyeronima alchorneoides*, *Pinus*.

3.6.2.2 ¿Sistema monocíclico o policíclico?

Solo para favorecer a algunas especies específicas (como *Ceiba pentandra* en Layasiksa) se podrían considerar los sistemas monocíclicos para llevar el bosque a formas coetáneas). Sin embargo, esta decisión puede tener consecuencias en la función protectora del bosque, en la biodiversidad y en los aspectos financieros, pues siempre



incluye una corta de muchos árboles que, si no se pueden vender, significan un costo grande. La corta también deja temporalmente expuesto el suelo al viento, la lluvia y el sol, lo que puede causar efectos negativos en su capacidad productiva. Algunas especies que posiblemente reaccionen mejor a sistemas monocíclicos son la caoba (*Swietenia macrophylla*) -si se logra controlar los ataques del barrenador *Hypsipyla grandella*- y el redondo (*Magnolia yoroconte*). En vista de las posibles consecuencias negativas de estos sistemas en el ambiente, se recomienda, sin embargo, aplicar un sistema policíclico con modificaciones locales para asegurar la regeneración de estas especies. Otra alternativa de manejo para estas especies podría ser el manejo de su regeneración en barbechos. Se ha encontrado buena regeneración en barbechos de caoba (ver por ejemplo foto de la portada de este capítulo) y de magnolia (Ferrando 1998).

El cuadro 3.2 muestra la distribución diamétrica de la caoba en el bosque de la comunidad Copén, en Honduras. Como se ve, hay problemas de regeneración: varias clases diamétricas están vacías; esto indica que la especie no se logró regenerar durante varios períodos en los últimos 200 años. El grupo productor de Copén pretende realizar un manejo del bosque maduro no intervenido, con base en un sistema policíclico pero abriendo algunos claros grandes para favorecer la regeneración. El dosel se abrirá viento abajo de individuos maduros de caoba. Estos sitios se ubicarán en los mapas que acompañan los planes operativos anuales del grupo.

Cuadro 3.2. Distribución del número de árboles de caoba, área basal (m^2/ha) y volumen (m^3/ha) por clase diamétrica

Dap (cm)	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100+	Total
Arboles		0,3			0,2		0,2	0,2			1,2
Area basal		0,01			0,06	0,02	0,11	0,11	0,04	0,21	0,55
Volumen		0,1			0,5	0,1	0,9	1,3	0,3	1,9	5,2

* Las diferencias en distribución entre número de árboles y área basal y volumen se debe a redondeo de las cifras.

Fuente: Datos del inventario de Copén en parcelas de 0,1 ha a 0,9% de intensidad sobre una área de aproximadamente 1600 ha. (Archivos COSPE y COHDEFOR 1998).

Este tipo de manejo detallado puede ser más difícil para las empresas, que manejan áreas de corta anual mucho más grandes, que para los grupos organizados.

Los sistemas monocíclicos probablemente son más adecuados en bosques secundarios jóvenes con una alta presencia de especies comerciales. De hecho, ya vimos que uno de los sistemas monocíclicos, el sistema de regeneración bajo dosel, aplicado en bosques secundarios en Trinidad fue muy exitoso mientras lograron vender todos sus productos (Synnott 1989, Finegan 1992).

Las decisiones siguientes, en el caso de sistemas monocíclicos, dependen básicamente de los requerimientos ecológicos de la especie principal y de un análisis de los costos y beneficios.

Los sistemas monocíclicos son más adecuados para bosques secundarios



La tabla de rodal ayuda estructurar los datos y, conjunto de datos de la dinámica del bosque, estimar el potencial para producir madera

3.6.2.3 Parámetros principales de un marco silvicultural de sistemas de entresaca

En los casos más comunes de sistemas policíclicos se utilizan los datos del inventario forestal para revisar el Ciclo de Corta (CC), el Diámetro Mínimo de Corta (DMC) y la Intensidad de Corta (IC), para luego calcular el Volumen de Corta Anual Permisible (VCAP). En América Central se propone hacer la revisión mediante una tabla del rodal⁶: se simula el crecimiento de un grupo de árboles más o menos del mismo tamaño (una clase diamétrica de 10 cm de ancho) hasta el final de un ciclo de corta predeterminado. Para ello se usa una tasa de crecimiento estimada con base en datos de PPM, o, si el silvicultor no tiene acceso a tales datos, con base en información bibliográfica. La idea es que el silvicultor describa el bosque futuro deseado (por ejemplo, un bosque similar en estructura pero con una composición florística dominada por especies comerciales), y, usando estimaciones del crecimiento del bosque, calcule la intensidad permisible de las intervenciones propuestas para llevar el bosque al estado futuro deseado. Vanclay (1994) presenta una discusión detallada de la proyección de la estructura del rodal hacia el final del primer ciclo; además, en el capítulo sobre inventarios de este texto encontrará su aplicación en algunos casos en América Central.

En el pasado, como ya mencionamos, a menudo se tomó la decisión de cortar todos los árboles de especies comerciales a partir de un cierto diámetro (DMC). Se suponía que el bosque podría recuperar la biomasa cortada y los daños del aprovechamiento en un período de 30 a 40 años. Sin embargo, no se analizó el efecto de dicha corta en la composición, estructura y dinámica del bosque. En años recientes tales análisis se han realizado en Bolivia, Brasil, Nicaragua y Guatemala. Ahora sabemos que el bosque aprovechado de esta manera no logra recuperar su estructura y composición florística en el tiempo previsto (Lamprecht 1990).

Un crecimiento diamétrico anual de 0,3 a 0,5 cm es normal entre especies comerciales de los BTH de América Central

Los datos de PPM en Costa Rica, Río San Juan de Nicaragua y El Petén de Guatemala indican que podemos suponer un crecimiento diamétrico promedio de 0,3 a 0,5 cm por año para las especies comerciales, y una mortalidad anual de 1,5% (archivos CATIE-PROSIBONA, CATIE-CONAP, CATIE-Olafo, Liebermann *et al.* 1985, Swaine *et al.* 1987). Con estos supuestos, más los datos del inventario, ya tenemos las herramientas para acercarnos a una buena estimación de lo que va a pasar con un bosque durante el siguiente ciclo de corta.

En el capítulo sobre inventarios veremos cómo realizar los cálculos. Aquí lo importante es que nos demos cuenta de que para tomar decisiones sobre el CC, DMC e IC, el inventario nos debe brindar información sobre la distribución del área basal y el número de árboles por clase diamétrica.

3.6.3. Consideraciones para el aprovechamiento

Una vez determinado el marco general de la silvicultura, se trabaja en áreas más pequeñas: el área de corta o trabajo anual, ACA (en Costa Rica esta área generalmente es igual al área de manejo, ya que los bosques son pequeños -menos de 500 ha). Para el

⁶ Tabla que indica el número de árboles, área basal y volumen por hectárea, por clase diamétrica y por especie o grupo de especies.



ACA hay que tomar decisiones específicas sobre la corta. Estas decisiones entran en el marco general de la silvicultura; sin embargo, se deben adaptar a la existencia actual de árboles dentro del ACA. Si el inventario forestal se hizo con base en una buena estratificación, la diferencia entre las existencias en el ACA y en el estrato no será grande. A menudo, sin embargo, hay diferencias considerables; en este caso es prudente realizar un nuevo muestreo de todos los árboles a partir de 10 cm dap por cada ACA, para verificar el potencial de las especies por aprovechar en cada área. Tales muestreos se realizan junto con el censo.

Además, el silvicultor necesita datos detallados sobre la existencia de árboles aprovechables. Para esto, se hace un censo comercial (100% levantamiento de los árboles sanos de especies comerciales con un dap > DMC, o DMC menos 10 cm). Aunque este tipo de inventario es diseñado para el aprovechamiento, también facilita la identificación y ubicación de árboles semilleros y, en algunos casos, árboles de futura cosecha (como en Río Chanchich, Petén, Guatemala).

Con el censo se estima la producción específica en cada ACA

Es buena práctica, durante el censo, registrar observaciones sobre las copas (tamaño, vitalidad) y calidad del fuste de los mejores árboles, ya que son árboles padres potenciales. Se les debe ubicar en el mapa para asegurar una buena distribución de los árboles semilleros en toda el área. El número recomendable de árboles semilleros y la distancia entre ellos depende de la especie, su capacidad reproductora, la frecuencia de reproducción, el rango sobre el cual la polinización puede realizarse (características de polinizadores), características de la dispersión de semillas, fenología (especies dioicas o monoicas) y tamaño del árbol al momento de la reproducción (Guariguata 1998). El mismo autor indica que todavía no tenemos conocimientos suficientes para dar prescripciones exactas del número de árboles semilleros por hectárea. Sin embargo, para promover la permanencia de una especie en particular puede ser necesario dejar 2 o 3 árboles reproductivos por hectárea. En la práctica es difícil, ya que aún en el bosque no intervenido rara vez se ve tal cantidad de árboles grandes de la misma especie en una hectárea. Mantener ese número de árboles semilleros por grupo de especie es más factible y, si logran producir semillas, asegura una distribución adecuada de las semillas en el bosque (la mayoría de las semillas caen dentro de un radio de 40-50 m del árbol padre).

Para asegurar la permanencia de una especie puede ser necesario dejar 2 a 3 árboles reproductivos por hectárea

En general, el censo también sirve para tomar datos sobre la facilidad del acceso (pendientes, corrientes de agua, áreas bajas e inundadas). Estos datos son necesarios para planificar una extracción cuidadosa de los árboles de corta.

3.6.4. Bases para la planificación de los tratamientos silviculturales

Uno o dos años después de la cosecha, el silvicultor necesita tomar una decisión sobre si necesita o no realizar tratamientos silviculturales (ver también capítulo sobre tratamientos). Además de analizar los costos y beneficios de tales tratamientos, el silvicultor necesita analizar el estado silvicultural del bosque en ese momento: si existen suficientes árboles de especies comerciales con suficiente espacio e iluminación para formar una buena futura cosecha. Este tipo de información generalmente se obtiene de muestreos diagnósticos (ver capítulo sobre inventarios y sus aplicaciones).



Con el muestreo diagnóstico se evalúa la competencia por luz a la cual están sujetos los árboles más deseables

En los bosques húmedos (sub)tropicales, el recurso más escaso es la luz, aunque a nivel local el agua puede ser más escasa, como en El Petén, Guatemala. La competencia por la luz es generalmente el factor limitante principal para el desarrollo de árboles individuales (Finegan y Delgado 1997 y primer capítulo de este texto). Por ende, el diagnóstico del estado silvicultural (Muestreo Diagnóstico, MD, Hutchinson 1993) debe detectar el nivel de competencia por luz entre individuos sobresalientes de las especies comerciales. Se escogen ciertos individuos de especies comerciales que sean sanos, vigorosos y de buena forma, y se evalúa la iluminación que reciben sus copas. Si muchos de estos individuos reciben niveles bajos de iluminación, se aplica un tratamiento silvicultural para eliminar la vegetación que compite con ellos.

La decisión de manipular la competencia, sin embargo, no se puede tomar solamente con base en los datos del MD. Hutchinson (1993) ya indicó la importancia de relacionar los datos del MD con los del inventario general, para asegurar que no se interviene demasiado en la estructura del bosque. Un bosque con un área basal total de 16 m²/ha en individuos con >10 cm dap, tolera menos intervenciones que un bosque con área basal de 24 m²/ha. La experiencia de CATIE en sus áreas experimentales en Costa Rica indica que, para evitar cambios no deseables en la composición florística de un bosque con área basal mayor a 22 m²/ha y en terrenos planos a ondulados, el aprovechamiento, junto con los daños y los tratamientos silviculturales, no debe eliminar más del 40% del área basal inicial (Louman y Carrera 1997, Quirós y Finegan 1994). En bosques con menor área basal, el porcentaje debe disminuir. En Honduras, por ejemplo, las normas técnicas para bosques latifoliados tropicales hablan de 35% para bosques con un G mayor a 24 m²/ha, 30% para G de 20 a 24 m²/ha y 25% entre 16 y 20 m²/ha. De igual manera, la remoción se debe reducir en áreas con mucha pendiente.

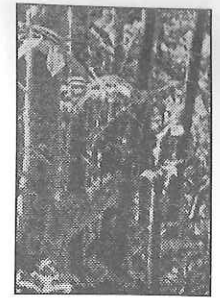
Nunca se debe remover mas que 40% del área basal inicial

El muestreo diagnóstico según Hutchinson es rápido y efectivo, y toma en cuenta la presencia de regeneración establecida y no establecida (menos de 10 cm dap⁷). Sin embargo, el proyecto CATIE-PROSIBONA, en sus áreas experimentales en Costa Rica, ha encontrado que es necesario actualizar los datos de inventario sobre área basal del bosque, uno a dos años después del aprovechamiento para poder estimar el área basal eliminada por el aprovechamiento y los daños causados, y para tener una idea sobre la distribución del área basal actual. Una gran parte de la competencia después del aprovechamiento puede provenir de árboles grandes que no se aprovecharon por diferentes razones. Entonces, con el fin de poder dirigir mejor los tratamientos a ciertos grupos de árboles, se decidió también evaluar el área basal de la regeneración establecida (árboles con un dap entre 10 cm y el DMC, muestreo de la estructura horizontal) y de los árboles remanentes (muestreo de remanencia) (Quirós 1998b). Además, por la abundancia de regeneración establecida de especies comerciales en los bosques de Costa Rica, se decidió limitar el MD solo a este tipo de regeneración, a partir de 10 cm dap (Quirós 1998b). El capítulo sobre inventarios describe en detalle los diferentes muestreos.

La combinación de muestreos antes y después del aprovechamiento facilitan las decisiones sobre los tratamientos silviculturales

La combinación de muestreos ayuda al silvicultor a tomar decisiones mejor fundamentadas. Por ejemplo, si un aprovechamiento, junto con los daños causados,

⁷ Se toma 10 cm dap como diámetro límite para la regeneración no establecida, porque algunos estudios han encontrado tasas de mortalidad mucho mayores en árboles con un dap menor a 10 cm, que con un dap mayor (Liebermann *et al.* 1985 y Swaine *et al.* 1987).



elimina el 35% del área basal en un bosque con pendientes, no dejará oportunidad para aplicar tratamientos silviculturales; una mayor reducción del área basal podría causar cambios radicales en la composición y estructura del bosque, además de exponer el suelo a factores climatológicos. Por otro lado, la eliminación del 15 al 20% del área basal, y dejando un área basal remanente de 20 m²/ha, ofrece toda la oportunidad para mejorar el bosque remanente de manera que tenga mayor crecimiento concentrado en individuos de las especies comerciales y mayor proporción de especies deseadas.

3.6.4.1 Situación de la regeneración

Los resultados de los diferentes muestreos pueden indicar tres situaciones básicas:

- Existe suficiente regeneración establecida de las especies comerciales en buenas condiciones de luz. Si no hay problemas con lianas y el área basal no es excepcionalmente alta se decide no aplicar tratamientos silviculturales. En caso contrario, se podría decidir por una corta cuidadosa de lianas, tomando en cuenta que muchas de ellas juegan un papel importante en la movilización y alimentación de la fauna, por lo que se deben mantener donde sea factible. Si el área basal es muy alta, pero no hay evidencia de competencia por luz, el rodal probablemente es muy joven, casi coetáneo, y puede haber competencia por espacio. Se podría decidir por algún tipo de raleo o refinamiento (ver capítulo 4 para descripciones de estas intervenciones).
- Existe suficiente regeneración establecida de las especies comerciales en condiciones deficientes de luz. El bosque requiere un tratamiento dirigido a abrir el dosel alrededor de árboles prometedores para aumentar la iluminación de los individuos de la próxima cosecha. El muestreo remanente puede indicar si hay competencia de árboles grandes de mala forma y/o en mal estado fitosanitario y se decide hacer un tratamiento sanitario. Esta situación ocurre mucho en Costa Rica. Además, se trata de eliminar la competencia específica por medio de diferentes prescripciones de liberación y/o refinamiento parcial.
- No se ha encontrado suficiente regeneración establecida de las especies comerciales durante los muestreos. Se requiere ampliar la información por medio de muestreos dirigidos a evaluar la regeneración no establecida de estas especies siguiendo el método de Sáenz y Finegan (2000). Si estos muestreos indican que tampoco hay suficiente regeneración no establecida, se puede considerar el enriquecimiento o la promoción de la regeneración natural. En estos casos hay que reconsiderar el marco silvicultural general: sin regeneración no establecida será difícil mantener un sistema silvicultural policíclico, y en consecuencia, la próxima cosecha dependerá de la regeneración que todavía hay que establecer, lo cual es característico de los sistemas monocíclicos.

Los bosques que no cuentan con suficiente regeneración establecida, pero sí con regeneración no establecida, generalmente se deben manejar con base en ciclos mucho más largos. En relación con las especies comerciales, estos bosques parecen bosques coetáneos, aunque considerando todas las especies, tengan una estructura discetánea. Esta situación se puede encontrar en los bosques sobreexplotados, donde por falta de control del aprovechamiento, se cortaron no sólo los árboles por encima del DMC, sino también árboles con diámetros menores, y además se hizo mucho daño al rodal remanente. Los bosques centroamericanos sufrieron este tipo de aprovechamiento en



los años 40 a 60. Muchos de estos bosques todavía no se han recuperado (por ejemplo, los bosques alrededor de los ríos en la RAAN de Nicaragua); en algunos casos este tipo de explotación aún continúa.

Los bosques que no cuentan con regeneración establecida ni no establecida requieren tratamientos especiales. A menudo esta situación se encuentra en bosques con poco o difícil acceso al mercado, donde las especies comerciales se limitan a especies muy valiosas, como caoba (*Swietenia macrophylla*), cedro (*Cedrela odorata*) y redondo (*Magnolia yoroconte*), que generalmente son especies con una distribución diamétrica discontinua: existen árboles grandes, pero ninguno o pocos árboles pequeños, y la regeneración se concentra en claros grandes de poca frecuencia. Ya se ha mencionado que en estas situaciones probablemente un manejo coetáneo, limitado a sitios adecuados para la regeneración de estas especies, es lo más apropiado. Si los productos de los árboles son para uso local, otra alternativa es buscar su manejo fuera del bosque, como árboles individuales cerca de las casas.

El resultado de las evaluaciones de la regeneración de especies comerciales depende de cuáles especies se pueden vender en un momento dado. Ya que la demanda en el mercado puede variar de un año a otro, es importante tomar datos no sólo sobre especies actualmente comerciales, sino también de especies con buena oportunidad de entrar en el mercado en el futuro. Así se podrían considerar diferentes escenarios según la demanda, y proponer diferentes alternativas de manejo.

En esta sección hemos:

- Con base en ejemplos, analizado las fases de una planificación silvicultural con énfasis en sistemas policíclicos.
- Establecido que la recolección, análisis y retroalimentación de información sobre el estado del bosque y sus cambios son esenciales en la planificación.
- Visto que es importante tener objetivos claros para poder realizar un buen manejo.
- Mostrado ejemplos de posibles adaptaciones de sistemas policíclicos a condiciones locales.
- Mencionado ciclo de corta, diámetro mínimo de corta e intensidad de corta como parámetros técnicos principales para elaborar un marco silvicultural para el manejo.
- Indicado la necesidad de buscar y utilizar datos sobre la dinámica de los bosques.
- Destacado la importancia de poner el aprovechamiento en su contexto silvicultural.
- Mencionado herramientas y criterios para evaluar el bosque, antes de planificar cualquier tratamiento silvicultural.



3.7 Bibliografía

- Aguilar, N. 1999. Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores. Tesis MSc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 74 p.
- Baur, G.N. 1964. The ecological basis of rainforest management. FAO/Forestry Commission of New South Wales, Sydney, Australia. 499 p.
- Briceño, E.E. 1997. Elaboración de una metodología de evaluación en certificación forestal en Costa Rica. Tesis Ing. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- Brokaw N. V.L. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 15 (2): 125-128.
- Camacho, M.; Finegan, B. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica; el crecimiento diamétrico con énfasis en el rodal comercial. CATIE. Serie técnica. Informe Técnico no. 295. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 11. 38 p
- Cameron, A.L.; Vigus, T.R. 1993. Regeneration and growth of the moist tropical forest in Papua New Guinea and the implications for future harvest. PNG Volume and growth study. A series of reports prepared for the World Bank. CSIRO, Division of wildlife and ecology, Canberra, Australia.
- Catinot, R. 1967. La Silvicultura Tropical en la Selva Densa Africana. *Boletín Forestal IFLALC (VEN)*10: 23-50.
- CIFOR. 1998. The CIFOR generic criteria and indicators template; a generic template of criteria and indicators for sustainable forest management in commercially managed, natural, tropical moist forests. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia. Documento de trabajo. 32 p.
- Clark, D.A., 1994. Plant demography. In McDade, L.A., K.S. Bawa, H.A. Hespenheide, G.S. Hartshorn (eds). *La Selva, ecology and natural history of a neotropical rainforest*. Chicago Press. pp 90-105.
- Comisión Nacional de Certificación Forestal 1999. Estándares y procedimientos para el manejo sostenible y la certificación forestal en Costa Rica. PNUD/CATIE, Turrialba, Costa Rica. 54 p.
- Crome, F.H.J.; Moore, L.A.; Richards, G.C. 1992. A study of logging damage in upland rainforest in north Queensland. *Forest Ecology and Management* 49: 1-29.
- Dawkins, H.C.; Philip, M.S. 1998. Tropical moist forest silviculture and management. A history of success and failure. CAB International, Wallingford, RU. 359 p.
- Delgado, D.; Finegan, B.; Zamora, N.; Meir, P. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica. Cambios en la riqueza y composición de la vegetación. CATIE. Serie técnica. Informe Técnico no. 298. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 12. 43 p
- FAO. 1997. Criterios e indicadores para la ordenación forestal sostenible en Centroamérica. Informe de reunión de expertos, Tegucigalpa, Honduras, 20-24 enero 1997. Roma. 32 p.
- Ferrando, J.J. 1998. Composición y estructura del bosque latifoliado de la costa norte de Honduras: pautas ecológicas para su manejo. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 71 p.
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico no 188. Colección Silvicultura y Manejo de Boques Naturales no. 5. 28 p.
- Finegan, B.; Delgado, D. 1997. Bases ecológicas para el manejo de bosques tropicales. 1: Los ambientes forestales tropicales y el ajuste de las especies vegetales (Borrador). 2. Comunidades de bosques tropicales: historia, perturbación y el efecto del ambiente físico (Borrador). Apuntes del curso Manejo y silvicultura de los bosques tropicales, CATIE, marzo-abril 1998, Turrialba, Costa Rica. 14 + 19 p.
- Finegan, B.; Sabogal, C. 1988a. El desarrollo de sistemas de producción sostenible en bosques tropicales húmedos de bajura. Un estudio de caso en Costa Rica. Parte 1. *El Chasqui* 17:3-24.
- Finegan, B.; Sabogal, C. 1988b. El desarrollo de sistemas de producción sostenible en bosques tropicales húmedos de bajura. Un estudio de caso en Costa Rica. Parte 2. *El Chasqui* 18: 16-24.
- Finegan, B.; Sabogal, C.; Reiche, C.; Hutchinson, I. 1993. Los bosques húmedos tropicales de América Central: su manejo sostenible es posible y rentable. *Revista Forestal Centroamericana* 2 (6): 17-27.
- FSC (Forest Stewardship Council). 1999. Principios y criterios para el manejo de bosques. Documento 1.2. http://www.fscoax.org/html/1-2_esp.html.
- Graaf, R.N. de. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Holanda, Wageningen Agricultural University. 250 p.
- Guariguata, M. 1998. Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. CATIE. Serie técnica. Informe Técnico no 304. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 14. 25 p.

- Hartshorn, G.S. 1983. Plants. In D.H. Janzen (ed.). Costa Rican natural history. Chicago, EE.UU. University Press. p 118-157.
- Henderson, J. 1990. Damage controlled logging in managed rain forest in Suriname. Wageningen Agricultural University, Holanda. 204 p.
- Herrera, B. 1996. Evaluación del efecto del sitio en la productividad de las poblaciones de dos especies dominantes en un bosque tropical de la tercera fase de sucesión secundaria en Costa Rica. Tesis MSc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 152 p.
- Hutchinson, I.D. 1993. Puntos de partida y muestreo silvicultural para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. CATIE. Turrialba, Costa Rica. Serie técnica: Informe técnico no. 204. Colección silvicultura y manejo de bosques naturales no. 7.
- Jolón, M.R. 1999. Establecimiento de la línea base de información de biodiversidad del bosque manejado en San Miguel La Palotada, Petén, Guatemala y su aplicación en el monitoreo. Tesis MSc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 77 p.
- Jonkers, W.B.J. 1987. Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname. Agricultural University Wageningen, Holanda. 172 p.
- Koppelman, R. 1990. Damage caused by selective logging in a neotropical rainforest. M.Sc-tesis. University of Agriculture Wageningen, Holanda. 46 p.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Rossdorf, Alemania, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 335 p.
- Lezama Conrado, P. 1993. Métodos de enriquecimiento de las selvas en Quinatana Roo. Revista Ciencia Forestal en México. 18 (74): 65-79.
- Liebermann, D.; Liebermann, M.; Hartshorn, G.S.; Peralta, R. 1985. Growth rates and age size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. Journal of tropical ecology 1: 97-109.
- Louman, B.; Carrera, F. 1997. Pautas para el manejo del bosque secundario Florencia Sur, Turrialba, Costa Rica. In Actas de la III semana científica celebrada de 3 al 5 de febrero 1997. CATIE, Turrialba, Costa Rica. pp. 235 -239.
- Maginnis, S.; Méndez Gamboa, J.; Davies, J. 1998. Manual para el manejo de bloques pequeños de bosque húmedo tropical (con especial referencia a la zona Norte de Costa Rica). CODEFORSA, San Carlos, Costa Rica. 208 p.
- Mayhew, J.E., y A.C. Newton. 1998. The silviculture of mahogany. CABI publishing, London. 226 p.
- Manta, M.I. 1988. Análisis silvicultural de dos tipos de bosque húmedo de bajura en la vertiente atlántica de Costa Rica. MSc. Tesis. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 150 p.
- Martínez-Ramos. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural en selvas altas perennifolias. In Gómez- Pompa, A, del Amo, R. S. 1985. Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz - México. Vol 2. Alambra Mexicana. Pp. 191- 239.
- Miranda, R. 1985. Manejo de rebrotes de encino (*Quercus* cf. *seemannii* L.) en la región de Frailes de Desamparados, Costa Rica. In Memoria de la Tercera Reunión del Grupo de Trabajo de Silvicultura en los Neotrópicos de IUFRO sobre Producción de leña en fincas pequeñas. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Nilsson, M. 1999. Conceptos básicos en el trabajo con bosques y comunidades. Serie Técnica, Boletín técnico no 307. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 45 p.
- Nicholson, D.I. 1985. The development of silviculture in North Queensland rain forest. In Shepherd, ; Richter, (eds). Managing the tropical forest. AUN, Canberra, Australia.
- Pedroni, L., Camino, R. de. 2001. Un marco lógico para la formulación de estándares de manejo forestal sostenible. CATIE. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales. Serie técnica. Informe técnico. En prensa.
- Peralta, R., Hartshorn, G.S.; Lieberman, D.; Lieberman, M. 1987. Reseña de estudios a largo plazo sobre composición florística y dinámica del bosque tropical en La Selva, Costa Rica. Biología Tropical 35 (supl): 23-40.
- Quirós, D. 1998a. Ejecución del muestreo diagnóstico en bosques naturales húmedos latifoliados. Guía de campo. Manejo Forestal Tropical no. 3. 4 p.
- Quirós, D. 1998b. Muestreos para la prescripción de tratamientos silviculturales en bosques naturales latifoliados. Guía de campo. Manejo Forestal Tropical no. 4. 8 p.
- Quirós, D.; Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales no. 9. Serie técnica, Informe técnico no 225, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 25 p.
- Quirós, B.; Gómez, M. 1998. Manejo sustentable de un bosque primario intervenido en la zona Atlántica Norte de Costa Rica; Análisis financiero. Colección manejo diversificado de bosques naturales no. 13. Serie técnica, Informe técnico no. 303. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 20 p.



- Quirós, D; Louman, B. 2000. Sistemas de recolección de información para el manejo de bosques naturales en Costa Rica. *Manejo Forestal Tropical* no. 13. 8 p.
- Sáenz, G.; Finegan, B. 2000. Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. *Manejo Forestal Tropical* no. 15. 8 p.
- Schmidt, R. 1987. Ordenación de los bosques higrofiticos tropicales. *Unasyva* 156, 39 (2): 2-17.
- Sítoe, A. 1992. Crecimiento diamétrico de especies maderables en un bosque húmedo tropical bajo diferentes intensidades de intervención. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 119 p.
- Swaine, M.D.; Liebermann, D.; Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of tropical ecology* 3: 359-366.
- Synnott, T. 1989. South America and the Caribbean. In Poore, D. (ed.). *No timber without trees*. London, Earthscan Publications. pp 74-116.
- Tropenbos. 1997. Principles, criteria, indicators. Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. Leiden, Holanda, Backhuys Publishers. 82 p.
- Troup, R.S. 1952. *Silvicultural systems*. Second edition. Oxford, U.K., Clarendon Press. 216 p.
- Vanclay, J.K. 1994. *Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests*. Wallingford, Inglaterra, CAB International. 312 p.
- Wadsworth, F.H. 1997. *Forest production for tropical America*. USDA Forest Service, Agriculture Handbook 710. Washinton DC, E.U. 563 p.
- Wyatt-Smith, J. 1963. *Manual of Malayan silviculture for inland forest*. Malayan forest records no. 23, Vol I, parts I-III. Malayan Forest Department, Kuala Lumpur.



Capítulo 4

Tratamientos silviculturales

- 4.1 Introducción
- 4.2 Tipos de tratamientos silviculturales
- 4.3 Respuesta a los tratamientos
- 4.4 Bibliografía

David Quirós Molina

Bosque primario aprovechado y tratado silviculturalmente en la zona atlántica de Costa Rica.
Foto: David Quirós



Tratamientos silviculturales

4.1 Introducción

Los tratamientos silviculturales son operaciones que modifican la estructura del bosque, y van dirigidos a solucionar un problema específico, o en general a reducir la intensidad de la competencia sobre los árboles de interés. Principalmente, se pretende dar un espacio o sitio ideal para el desarrollo de cada individuo deseado, y permitirle además un buen grado de iluminación. Esto se hace mediante la eliminación de un porcentaje de la masa no deseable o de individuos que afectan a los árboles valiosos para futuras cosechas. La eliminación de la competencia siempre será temporal, ya que la vegetación no deseada se recupera y vuelve a ser un obstáculo para los árboles remanentes deseable de futura cosecha.

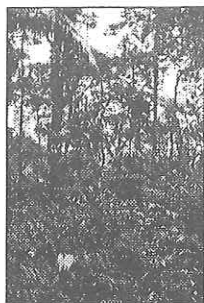
Por lo general, existen dos tipos de tratamientos: los que buscan aumentar el grado de iluminación que reciben los individuos ya establecidos (vegetación ≥ 10 cm dap), lo cual se logra con la apertura, que es la operación común en los bosques húmedos tropicales, y los tratamientos al suelo, que favorecen el establecimiento de nueva regeneración.

En diferentes regiones del trópico se ha aplicado una gran diversidad de tratamientos que hechan mano a diversas técnicas silviculturales para la desvitalización de la masa no deseada (detalles de las técnicas silviculturales aparecen en el capítulo 5).

La aplicación del tratamiento silvicultural se basa en las características de la masa; para cada caso se requiere información específica: ¿cuál es el nivel de competencia?, ¿a cuáles especies se busca favorecer?, ¿a cuáles especies y en qué tamaño se aplicará el tratamiento?, ¿cuál tratamiento es el más indicado y cómo aplicarlo? Estos y otros cuestionamientos hay que responder antes de empezar con el tratamiento. En el capítulo 6 se dan a conocer las metodologías de levantamiento de información; es decir, los inventarios usados para analizar y prescribir los tratamientos.

Los tratamientos silvícolas forman parte de un sistema silvicultural basado en el principio de la silvicultura que establece que el cultivo del bosque busca alcanzar un estado deseado por medio de metas preestablecidas.

Los principales tratamientos silvícolas ejecutados en el trópico se resumen a continuación. Algunos de ellos se han realizado en forma poco tradicional a nivel de ensayos; estos se mencionan con fines ilustrativos solamente, pues en realidad no representan un lineamiento o herramienta silvícola clara para ser aplicada con éxito en nuestros ecosistemas húmedos latifoliados.



En esta sección hemos:

- Destacado la definición del concepto y los objetivos de los tratamientos silviculturales.
- Enmarcado los tratamientos como un componente del sistema silvicultural elegido para el manejo.

4.2 Tipos de tratamientos silvícolas

En el trópico, durante las anteriores décadas, se han aplicado principalmente tratamientos silvícolas dirigidos a la masa forestal establecida. Entre ellos tenemos los tratamientos de cosecha o aprovechamiento, liberación, refinamiento, saneamiento o mejora, raleo, corta de lianas, enriquecimiento y cortas del dosel medio o dosel protector. Estos tratamientos han tenido su utilidad e importancia en la silvicultura, y hoy se aplican en las labores silvícolas, como parte del proceso de manejo los bosques. Los tratamientos han tenido sus triunfos y fracasos; para reducir estos últimos, su prescripción y aplicación debe adaptarse a la naturaleza y objetivos de producción de los bosques latifoliados húmedos (bajos) de nuestra región. Por ello, es importante destacar que en términos generales, los tratamientos propician una respuesta en términos de incremento en el crecimiento de los árboles individuales y del rodal; en este sentido se ha observado que el crecimiento individual es mayor conforme aumenta la intensidad del tratamiento (Synnott 1980). No hay que perder de vista que si bien cada árbol crece más, hay menos árboles creciendo; muchos de ellos para futuras cosechas. Experiencias en Costa Rica han determinado que los mayores incrementos en la vegetación tratada se logran con reducciones de hasta el 40% del área basal original.

Otros tipos de tratamientos silviculturales dirigidos al establecimiento de la regeneración son los tratamientos al suelo y tratamientos de claros o limpieza bajo dosel. Estos, si bien no constituyen una aplicación constante y de reconocida efectividad silvícola en los ecosistemas tratados, cabe estudiarlos para tener una perspectiva más amplia de los principios de la silvicultura.

4.2.1 Cosecha o aprovechamiento

El aprovechamiento es considerado muchas veces como el primer y más importante tratamiento silvicultural destinado al manejo de un bosque natural. La cosecha de árboles maduros con fines comerciales abre el dosel y disminuye la competencia por sitio al reducir el área basal. No obstante, es importante tener en cuenta que las aperturas que se generan durante el aprovechamiento dependen de la ubicación de los árboles por extraer, y no de la presencia de árboles seleccionados de futura cosecha.

Los aprovechamientos deben ser bien planificados y con un buen control de las operaciones, lo cual se traduce en menores costos de operación y menores daños al bosque remanente. A esto se le denomina aprovechamiento mejorado (Fotos 4.1 y 4.2).

Las operaciones de aprovechamiento mejorado son el censo comercial, el trazo y construcción de la red vial, la tala dirigida, arrastre y transporte controlado, y otros detalles propios de la ejecución, así como medidas post-aprovechamiento, como clausura de vías, limpieza de cursos de agua, mejora de infraestructura (alcantarillas, puentes), recolección de desechos inorgánicos.

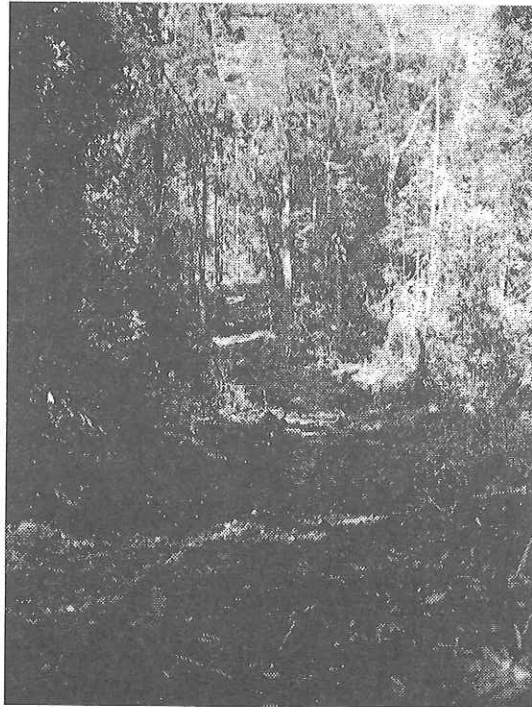


Foto 4.1. Bosque con aprovechamiento de bajo impacto donde se muestra que la estructura se conserva a pesar de la ejecución de actividades como tala dirigida, construcción de caminos y extracción de trozas.
Foto: David Quirós



Foto 4.2. Detalles de la tala dirigida donde se observa la tala y extracción de un árbol sin causar daños a la vegetación circundante.
Foto: David Quirós



El aprovechamiento en muchas oportunidades produce resultados silviculturales negativos causados por el madereo tradicional; es decir, el aprovechamiento que no considera aspectos de planificación y control de las actividades, las cuales dan como resultado una destrucción considerable de la masa boscosa, suelo y fuentes de agua. Es entonces cuando se llama al silvicultor para que "haga algo con ese bosque". En estos casos es poco lo que se puede hacer para mejorar las condiciones del bosque, y la mejor opción es esperar un largo tiempo para lograr la efectiva recuperación del recurso.

Las características de la cosecha deben estar definidas por la dinámica de las poblaciones, principalmente por las de especies comerciales. Se debe definir cuáles especies aprovechar y con qué intensidad. La lista de especies por aprovechar se debe basar en las especies comerciales del inventario preliminar y la información del censo comercial. Debe tomarse en cuenta su abundancia, distribución, el papel que juegan como fuentes de alimento para la fauna y la legislación vigente respecto a cada especie. Se deben hacer esfuerzos para incrementar la lista de especies comerciales (abriendo mercados a especies poco o nada tradicionales), ya que para la estabilidad de las poblaciones es conveniente distribuir el impacto de la cosecha entre el mayor número de especies (Valerio y Cordero 1998). De esta manera, para una misma intensidad de corta, se disminuye el número de árboles aprovechados por especie. Por el contrario, si se aprovechan selectivamente unas pocas especies, sus poblaciones se reducirán excesivamente y quedarán en desventaja frente a la demás para competir por el espacio para desarrollarse y regenerarse, ya que al disminuir el número de individuos, disminuye también el potencial de producir semillas.

Cuando la intensidad de cosecha está definida por el diámetro mínimo de corta, este no puede ser el mismo para todas las especies pues la dinámica de población es diferente entre especies. Valerio y Cordero (1998) proponen determinar un diámetro mínimo de corta por especie, de manera cada una de ellas se aproveche en la misma proporción, y no se afecten unas más que las otras. El porcentaje de cosecha por especie también se puede fijar en relación con las existencias de cada una en la población y su capacidad de reproducirse y/o recuperarse (en el capítulo 5 se describen en detalle las estimaciones o procedimiento para decisiones de manejo).

Ya en la planificación del aprovechamiento se deben considerar los objetivos silviculturales y cómo alcanzarlos

4.2.2 Liberación

El tratamiento de liberación consiste, en primera instancia, en eliminar la vegetación que impide a los árboles de futura cosecha recibir una iluminación adecuada. También se aplica liberación cuando los árboles están muy juntos, lo cual obviamente crea competencia por espacio y nutrimentos. El tratamiento se dirige específicamente a cada árbol seleccionado para la futura cosecha, y se eliminan los árboles circundantes inmaduros que compiten, generalmente a partir de 10 cm dap hasta el diámetro mínimo de corta.

Se busca favorecer a aquellos individuos prometedores como productores de madera, pero que se encuentran en una situación de competencia desfavorable. Por lo general, la posición en desventaja de un árbol se determina observando la copa; puede ser que esté a la sombra de otro árbol, o que las copas de otros árboles compiten por la luz. Hutchinson (1993) propone una clasificación práctica para determinar el estado de iluminación o competencia de un árbol (Fig. 6.10).



Con observaciones de este tipo, se obtiene una idea de las condiciones y necesidades de mejorar la iluminación. A partir de allí, mediante el tratamiento de liberación se procura poner a la disposición de los árboles seleccionados la mayor cantidad del recurso luz. Las clases de iluminación 3, 4 y 5, según Hutchinson (1992), indican la necesidad de abrir el dosel para eliminar la competencia. Indirectamente el tratamiento favorece también la disponibilidad de agua, nutrimentos y espacio; esta ventaja se expresará en un mayor incremento de sus dimensiones.

Según Hutchinson (1992), se puede permitir la competencia entre árboles inmaduros seleccionados mientras la distancia entre ellos no sea menor de dos metros; si es del caso, se eliminará el árbol de calidad más pobre. Además, para todos los árboles seleccionados se eliminarán:

- Los otros individuos que por roce o contacto directo dañan o podrían dañar al árbol seleccionado.
- Los individuos de especies no deseables que acaparan o impiden la entrada de luz a los individuos deseables.

Existen otras formas de determinar la competencia entre la vegetación deseable y no deseable. Estas se basan en definir distancias mínimas entre el individuo deseable y los no deseables. La distancia mínima se puede determinar a través de variables medibles en el rodal, aunque también ya hay tablas elaboradas para tal fin (Wadsworth 1997). Las tablas de distancias mínimas se fundamentan en la suma de los diámetros del individuo deseable y el no deseable; según el rango diamétrico encontrado se indica la distancia mínima permitida para la convivencia de los individuos. Si se determina que la distancia real entre los individuos es menor a la distancia mínima que la tabla sugiere, se procede a realizar la liberación, eliminando el individuo no deseado.

Cuadro 4.1. Tabla de distancias para la liberación de árboles

Suma de diámetros (cm) (D+d)	Separación mínima (m)
20-39	3
40-59	5
60-79	7
80-99	8
> 100	9

Fuente: Wadsworth 1997

En la liberación sólo se eliminan los árboles competidores alrededor de cada árbol seleccionado para la futura cosecha

Esta tabla es una herramienta de mucha utilidad práctica, ya que simplifica la aplicación del tratamiento de liberación: Por ejemplo, dentro del rodal se identifica el individuo de futura cosecha, el cual tiene 41 cm dap (D), y a su alrededor se localiza un individuo no deseable con un dap (d) de 29 cm; con esta información se obtiene $D+d = 70$ cm. Luego se procede a medir la distancia en el campo; puede obtenerse una distancia ≥ 7 m, lo que descarta eliminar el individuo no deseable; o por el contrario, que la distancia sea < 7 m, lo que indica que se debe liberar el individuo deseable, mediante la eliminación del no deseable.

La liberación es un tratamiento dirigido que afecta solamente a los individuos seleccionados no deseables (Fotos 4.3 y 4.4). Esto significa una intervención menos severa, que permite corregir errores en su aplicación durante el ciclo de corta del rodal. Además, la liberación puede aplicarse junto con otros tratamientos; por ejemplo; liberación y corta de lianas, liberación y refinamiento, entre otros.

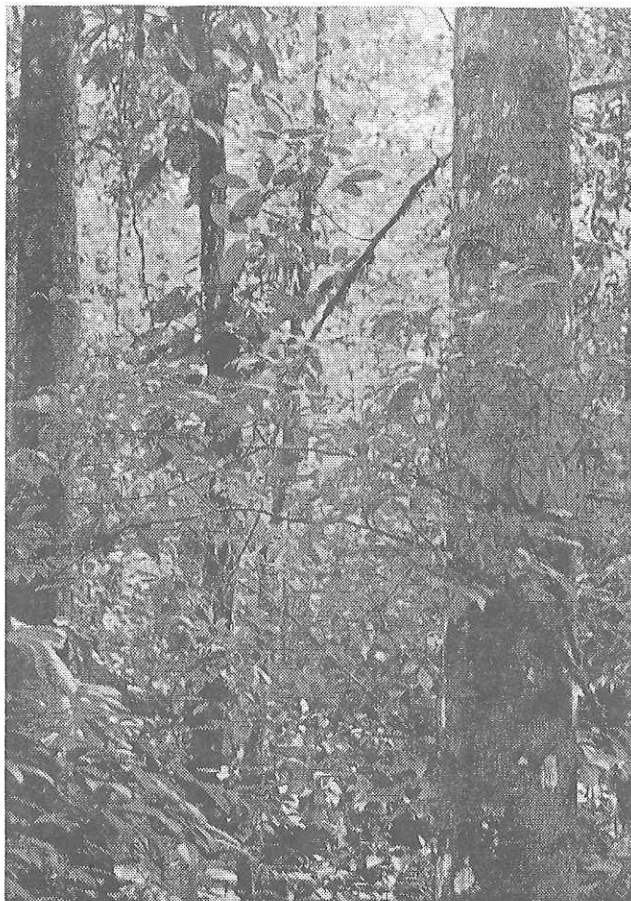


Foto 4.3. Bosque con tratamiento de liberación. Se observan los árboles deseados para futuras cosechas , 2,5 años después de aplicado el tratamiento, libres de competencia.
Foto: David Quirós



Foto 4.4. Vista del claro formado en el dosel superior debido al decaimiento o desvitalización de un árbol competidor no deseado. El claro favorece las condiciones de iluminación de la vegetación deseada ubicada alrededor.
Foto: David Quirós

4.2.3 Refinamiento

El refinamiento consiste en eliminar en el bosque todos los árboles de una o más especies no deseables a partir de un diámetro determinado. Este tratamiento es fácil de implementar puesto que se trabaja con base en una lista de especies, sin importar su ubicación respecto de los otros árboles (deseables o no) que conforman el rodal.



Por su impacto general, el refinamiento conlleva riesgos ecológicos y económicos mayores que la liberación

El sistema CELOS en Surinam aplicó el refinamiento a partir de 20 y 40 cm dap, según la densidad del bosque. En la actualidad este tipo de tratamiento es criticado debido a los efectos que implica la reducción en la biodiversidad florística (ver capítulo 3).

Si el tratamiento se aplica tal y como lo definen las reglas podría ser riesgoso, si hay una intensidad alta de árboles no deseados a partir de 10 cm de diámetro, ya que resultarían demasiadas aperturas que elevan los costos de aplicación de los tratamientos. Por otra parte, en las aperturas hay ingreso de especies heliófitas efímeras que no siempre son comerciales. A pesar de todo, siempre ocurre una alta respuesta en el crecimiento de los árboles deseables, debido a la disminución de la competencia y al paso del ecosistema a una fase más dinámica, principalmente por la entrada de luz y creación de sitios para la regeneración (Fotos 4.5 y 4.6) (ver capítulo 2).

Si el refinamiento se aplica sobre los 40 cm de diámetro, las aperturas son más irregulares y la respuesta en el crecimiento es menor, pero a la vez se corre menos riesgo de invasión de pioneras. Es decir, es menos probable que el desarrollo del bosque retroceda a las primeras fases de sucesión.

En Surinam se aplicó a nivel experimental un refinamiento drástico y relativamente caro. Este refinamiento se ha denominado 40/20-10, y consiste en la eliminación de los árboles indeseables arriba de 20 cm de diámetro ubicados en un radio de 10 m alrededor de un árbol deseable de más de 20 cm. Además, se elimina todo árbol indeseable de más de 40 cm de diámetro que se encuentre fuera de los 10 m de radio del árbol deseable (Graff 1986).

A mediados del siglo XX, en África se utilizó una modalidad de refinamiento para eliminar todos los individuos de especies que no contribuyeran en el logro de una masa 'refinada' (Dawkins 1958). Esto es muy riesgoso pues cada especie juega un papel dentro del ecosistema, y si se eliminan algunas se corre peligro de provocar un efecto no previsto, o perder una especie que puede llegar a tener un alto valor comercial para la producción de madera o de otros bienes. Hay que actuar con una visión futurista y prever posibles cambios en el mercado que implicarían el paso de una especie no comercial al grupo de las comerciales. Las decisiones sobre el refinamiento eran tomadas a partir de un inventario por muestreo después de la cosecha.

Según Hutchinson (1992), el refinamiento no reconoce los efectos positivos que la presencia de especies no deseables tiene en la autopoda y el crecimiento en altura de las especies deseables.

Sin embargo, definir bien qué medidas se deben tomar, tales como especies por refinar, diámetro de refinamiento y áreas donde se aplicará, son determinantes en el éxito del



tratamiento. Un ejemplo, es la liberación y el refinamiento parcial llevado a cabo en Tirimbina (área experimental CATIE-PROSIBONA). El bosque se refinó eliminando solamente dos especies, que con certeza no llegarán al mercado de madera rolliza; además, se eliminaron los árboles con ≥ 40 cm dap en aquellas áreas donde era evidente la competencia con árboles de futura cosecha.

Siempre es importante y conveniente hacer un buen análisis ecológico de la estructura del bosque, pues la eliminación nunca debe amenazar la supervivencia de una especie.



Foto 4.5. Arbol comercial no deseado con aplicación de tratamiento de refinamiento donde se aprecia la desvitalización y la efectiva caída de su follaje y ramas alrededor de su base.
Foto: David Quirós



Foto 4.6 Copa desvitalizada de un árbol tratado con refinamiento. La no presencia de su copa permite la iluminación de la vegetación en los estratos superior e inferior.
Foto: David Quirós

4.2.4 Saneamiento o mejora

Este tratamiento consiste en la eliminación de los individuos sobremaduros, deformados, dañados o con problemas fitosanitarios, a partir de un diámetro pre-establecido (Foto 4.7). Su prescripción se basa en muestreos silviculturales (muestreos para conocer el estado silvicultural y decidir si hay o no necesidad de aplicar tratamientos silviculturales) (ver capítulo 6); específicamente en el muestreo de remanencia, que evalúa los individuos que presentan las dimensiones diamétricas previamente fijadas (generalmente más de 50 cm dap).



Durante la aplicación de este tipo de tratamiento hay que tener en cuenta el interés de dejar árboles de especies de importancia ecológica, tales como hospederos y fuentes de alimento para aves, murciélagos y otros animales, los cuales son importantes, o claves, en la diseminación de semillas y formaciones faunísticas en general. El tratamiento de saneamiento se conoce también como tratamiento de mejoramiento.



Foto 4.7. Arbol con aplicación de tratamiento de saneamiento o mejora con el fin de eliminar vegetación dañada o de mala forma para favorecer la vegetación de buena calidad y mantener una densidad adecuada de árboles en el rodal.
Fotó: David Quirós

4.2.5 Raleo

El raleo o aclareo consiste en la eliminación de árboles de especies comerciales o no, que están o estarán en competencia con los árboles seleccionados. En bosques naturales, el raleo busca disminuir la competencia de altas densidades de regeneración, o de fustales cuando la densidad de árboles de especies deseables es muy elevada.



En el raleo, como en los otros tratamientos, los árboles favorecidos deben tener las siguientes características:

- especies comercialmente deseables
- buena forma
- buen vigor
- una copa sana y bien desarrollada

Este tratamiento se aplica principalmente en bosques coetáneos, como los bosques secundarios, donde se eliminan individuos comerciales o no (Fotos 4.8 y 4.9). En síntesis, el raleo se aplica en aquellos rodales donde hay demasiados individuos compitiendo en las mismas clases de tamaño y por el mismo espacio.

El raleo es un tratamiento que requiere una inversión (genera costos), dado que implica el uso de herramientas, mano de obra y frecuentemente, equipo e insumos (motosierra, combustible, aceites). No obstante, también puede generar ingresos con la comercialización de productos como madera rolliza, leña, postes, carbón.



Foto 4.8. Bosque secundario raleado, 2 años después de aplicado el tratamiento, donde se han eliminado individuos de especies comerciales y no comerciales tratando de alcanzar un bosque con una densidad adecuada para futuras cosechas.

Foto: David Quirós



Foto 4.9. Desarrollo de árboles remanentes después de un raleo donde se nota un mayor desarrollo y por ende la ocupación efectiva de los espacios creados.

Foto: David Quirós



4.2.6 Corta de lianas

La cantidad de lianas en un área boscosa varía considerablemente de una región a otra. Hay lugares con una alta abundancia; por ejemplo, Putz (1984) afirma que en bosques de Malasia se han encontrado 376 lianas/ha con diámetros mayores a 2 cm; obviamente, bajo estas circunstancias su eliminación se justifica por las siguientes razones:

- dificultad en el tránsito dentro del bosque
- mayor competencia por luz
- complicaciones en el aprovechamiento y aumento de costos, daños y riesgo de accidentes cuando se corta un árbol.

La corta de lianas es necesaria por requerimientos silviculturales de eliminar o disminuir la competencia; pero, además, evita la apertura de grandes claros, producto de la caída de árboles atados al árbol cosechado. Por lo tanto, la corta de lianas evita el desperdicio de árboles de futura cosecha dañados durante el aprovechamiento. No obstante, las lianas cumplen un papel importante en las funciones naturales, como la dinámica y alimentación de animales silvestres (Putz 1984). Además, es importante señalar que algunas lianas, al ser eliminadas, se pueden aprovechar para la construcción de artesanías o instrumentos de uso familiar.

Por lo general, las lianas se cortan con hacha, machete o motosierra; se debe cuidar de no dañar la albura de los árboles de especies deseables (Fotos 4.10 y 4.11). Lo ideal es cortarlas a nivel del suelo (tratando de eliminar la mayor parte a nivel de superficie) y hacer otros cortes más arriba, a la altura máxima que el operador alcance. Muchas veces es ventajoso desprenderlas después de cortarlas.

4.2.7 Plantaciones de enriquecimiento

Con las plantaciones de enriquecimiento se influye en la regeneración de especies deseadas en el bosque utilizando plantas de especies valiosas producidas en viveros o recolectadas en otros sitios del bosque.

Este tratamiento ha sido empleado en varios países de la región tropical. En América Latina es una herencia de la legislación colonial, cuando se procuraba tener una producción sostenible mediante el principio de sembrar árboles para reponer los que se habían cortado. El problema era que los empresarios madereros o concesionarios plantaban arbolitos dentro del bosque, únicamente para cumplir la ley y los abandonaban a su suerte en condiciones de luz y competencia totalmente inadecuadas.

Existen muchas modalidades de plantaciones de enriquecimiento; entre estas tenemos las plantaciones en fajas, en vías de arrastre, en claros o bajo dosel.

- a) Plantaciones en fajas. Consiste en la apertura de callejones de ancho variable (3, 5, 10 m), en dirección este-oeste para captar la mayor iluminación posible. Allí se plantan, espaciadamente, especies de mediano a rápido crecimiento y alto valor comercial. En la práctica son pocas las especies que cumplen con estos requisitos; por ejemplo, los géneros *Cedrela* y *Swietenia*; sin embargo, han sido presa fácil de *Hypsipyla grandella* (palomilla, barrenador), y no existe hasta la fecha un método económico para su control.



Foto 4.10. Corta de lianas que se posan sobre la copa de los árboles y crean competencia por luz principalmente. La eliminación se realiza con machete.
Foto: David Quirós



Foto 4.11. Corta de lianas que se encuentran en el fuste y copa de los árboles, las cuales provocan competencia por luz y nutrientes y malformación en el fuste. Por el tamaño de la liana se hace necesario emplear equipo de mayor capacidad de corte como es la motosierra.
Foto: David Quirós

Este método ha sido el favorito en muchos países; sin embargo, se ha ido abandonando por los elevados costos de instalación y mantenimiento, bajo crecimiento y alta mortalidad de las especies plantadas. El crecimiento relativamente bajo y la elevada mortalidad se deben al cierre del dosel superior, que forma verdaderos túneles, y la caída repetida de árboles sobre las fajas.

Plantaciones en vías de arrastre y patios de acopio. En muchos casos se ha intentado plantar en las vías abiertas por los tractores durante la extracción, así como en los patios de acopio, con el objetivo de disminuir los altos costos de preparación de sitio. Sin embargo, los resultados no han sido muy alentadores debido a la baja luminosidad en las vías de arrastre, y en algunos casos, al alto grado de compactación de los suelos.

c) Plantaciones en claros. En varios ensayos se ha probado reforestar con especies valiosas en claros naturales o provocados por la tumba de árboles durante el aprovechamiento. Esta forma de plantar dificulta el mantenimiento de los árboles debido a la distribución aleatoria de los claros, lo que aunado a la rápida cobertura del espacio por lianas, especies invasoras y residuos (segmentos del fuste, ramas y hojarasca) de árboles aprovechados, dificultan la operación.

d) Plantaciones bajo dosel. Consiste en la corta del sotobosque y la instalación de la plantación bajo la cobertura de las copas. Si bien los costos de instalación y mantenimiento son reducidos, el crecimiento es lento. En la familia Meliaceae, mediante este método se ha podido frenar un poco la intensidad del ataque de *Hypsipyla* y reducir los costos de mantenimiento, pero los lentos crecimientos no justifican su aplicación en forma extensiva.

En términos generales las plantaciones de enriquecimiento no han cumplido con la factibilidad técnica deseada. Se argumenta que el éxito depende de la selección de las especies adecuadas para las características de sitio y de los cuidados silviculturales oportunos (desyerba, corta de trepadoras, apertura del dosel). No obstante, el costo es elevado y la sobrevivencia y los incrementos han sido menores de lo esperado.

Por lo tanto, los dos principales problemas que han impedido la implementación masiva son los altos costos de instalación y mantenimiento y el lento crecimiento de la mayoría de las especies probadas. Estos problemas se deben, más que todo, al desconocimiento de la especie arbórea comercial ideal para el cultivo.

Es muy importante tener presente que cuando la repoblación por regeneración natural es apropiada, cualquier intento de enriquecimiento no tiene mayor sentido. Por lo general los bosques productores poseen una adecuada regeneración de las especies comerciales. Si un bosque es particularmente pobre, desde el punto de vista de abundancia de ciertas especies, posiblemente presente factores limitantes que no van a cambiar con la plantación de arbolitos. Los costos de apertura del dosel, plantación y mantenimiento, y el tiempo que se requiere para cosechar la madera determinan que el tratamiento no sea rentable, salvo en condiciones muy calificadas. Sin embargo, en Trinidad el enriquecimiento se aplicó en plantaciones piloto en explotaciones de carbón vegetal para recuperar áreas de calvero, o sea desprovistas de árboles. Los costos se cargaron a la actividad carbonera; una vez que esta desapareció, se discontinuó el enriquecimiento.



El enriquecimiento tiene dos problemas principales: puede ser caro y es difícil asegurar la sobrevivencia y crecimiento de las plántulas



4.2.8 Corta del dosel medio (dosel protector)

Estas cortas consisten en la eliminación de vegetación a nivel del sotobosque, o más abajo aún. Su aplicación es útil cuando la regeneración natural establecida se ha desarrollado hasta cierto nivel, pero su crecimiento se estanca y las hojas comienzan a ponerse amarillentas por falta de iluminación. Cuando se llega a este estado, hay que eliminar las especies arbóreas no deseables del dosel intermedio. La eliminación gradual ayuda a controlar la competencia y evita la invasión de enredaderas y malezas, que al establecerse encarecen los costos del manejo.

La corta del dosel intermedio se da para inducir la instalación de regeneración natural bajo cubierta protectora o dosel protector. La idea es cortar la vegetación no deseable entre 10 y 40 cm dap para mejorar las condiciones de luminosidad en el sotobosque.

En Tirimbina se realizó un tratamiento de este tipo; se dejó un dosel protector, formando una cubierta de copas de árboles comerciales (principalmente) con diámetros ≥ 40 cm. Por prescripción silvicultural, se eliminaron 100 individuos/ha con dimensiones entre 10 y 40 cm dap; ello significó una reducción de 24% del total de árboles en el rodal y un 12% de reducción en área basal ($3,57 \text{ m}^2/\text{ha}$) (Camacho y Finegan 1997). Los individuos tratados se cortaron y extrajeron. El volumen aprovechado fue de $19,7 \text{ m}^3/\text{ha}$ de madera para leña y carbón. La mayoría de las especies extraídas no son de valor comercial como madera rolliza de aserrío.

4.2.9 Tratamientos al suelo

Los tratamientos al suelo no son comunes en la práctica silvícola en bosques naturales latifoliados. En algunos casos puntuales se han usado prácticas de remoción del suelo y quema de hojarasca controlada en áreas experimentales para promover la instalación de la regeneración natural. Estas dos son las principales prácticas de tratamiento de suelos; sin embargo debe de considerarse también la fertilización

- a) Remoción. Esta operación se realiza alrededor de árboles semilleros para garantizar que las radículas de las semillas llegue al suelo y no queden en la hojarasca; así se garantiza la supervivencia (abundancia) de la regeneración natural. La remoción del suelo por medios mecánicos es de alto costo, por lo que muchas veces se prefiere aplicar quemas controladas.
- b) Quemias controladas. Las quemias facilitan la apertura del dosel (principalmente inferior), la disminución de la competencia y la remoción de hojarasca que impide la instalación de la regeneración natural de semillas livianas. Esta práctica tiene los inconvenientes de que sólo elimina la vegetación seca, provoca contaminación y riesgos de incendio en lugares aledaños, o en el mismo rodal. No obstante, se ha determinado que la quema contribuye positivamente como tratamiento pregerminativo de algunas especies de bombacáceas y meliáceas.

Por la gran cantidad de precipitación y humedad constante en nuestros ecosistemas (a excepción de la época seca (verano) bien marcada), además del escaso conocimiento y recursos para poner en práctica las quemias controladas, no es conveniente aplicarlas en los bosque que manejamos. La frecuencia de incendios en la época seca es alta en la

región centroamericana; muchos investigadores le atribuyen la relativa gran abundancia de cedro y caoba, especies heliófitas durables de corteza gruesa resistente al fuego. En la Reserva de la Biosfera Maya de Petén, se han realizado ensayos con resultados interesantes de dispersión de semillas de estas especies desde helicópteros en áreas debastadas por el fuego (Quirós y Carrera, en prensa).



4.2.10. Claros y limpieza bajo dosel

La limpieza del sotobosque consiste en la corta con machete, hacha o motosierra, de toda la vegetación no deseable menor a 5 o 10 cm dap (regeneración no establecida). La iluminación que se recibe a 1,30 m del suelo en un bosque primario, antes de la intervención, es de aproximadamente un 3 a 5% en relación con el campo abierto. Después de la corta, la iluminación puede aumentar hasta 10-20%; con ello se logra:

- inducir la germinación de nuevas especies
- estimular los brinzales y latizales latentes

La limpieza alrededor de árboles semilleros para promover su regeneración es más factible con pocas especies bien representadas y que regeneran de manera abundante en el bosque actual

Durante la limpieza del sotobosque se deben conservar los brinzales y latizales de especies que se desea manejar; pero si están dañados o deformados se deben cortar para provocar el rebrote. La limpieza (o corta) del sotobosque alrededor de árboles semilleros ha dado buenos resultados, pero el éxito depende de varios factores que no siempre son bien conocidos; por ejemplo, la abundancia de nuevos brinzales varía mucho con la especie. El momento para realizar la limpieza del sotobosque debe ser justo antes de que el árbol empiece a diseminar sus semillas; por ello, hay que considerar la ecología de cada especie. No siempre resulta sencillo instalar la regeneración en cantidades aceptables.

Es común encontrar en ciertos sectores del bosque gran número de brinzales de especies deseables que germinan, logran permanecer unas semanas pero luego desaparecen al no encontrar condiciones adecuadas de iluminación. En estos casos, las aperturas graduales del dosel son lo indicado.

El principal inconveniente para trabajar con esta metodología es que se necesitan árboles semilleros de especies valiosas, los cuales difícilmente ocurren en áreas accesibles fuertemente explotadas. Este inconveniente se reduce considerablemente cuando se aplica un aprovechamiento planificado dentro de un marco silvicultural. Por otro lado, el manejo se reduce a áreas pequeñas alrededor de los árboles tratados, a menos que se trabaje con especies que crecen en grupos, como *Cedrelinga catenaeformis* (conocida como tornillo), muy frecuente en el bosque amazónico peruano.

El trabajar en superficies mayores con varias especies a la vez complica el manejo debido a los diferentes periodos fenológicos, diferentes necesidades de iluminación y dificultad para la identificación de las plántulas. Además, las operaciones de limpieza son costosas y deben implementarse únicamente en donde sea necesario y con cuidado para:

- no cortar latizales de especies deseables
- no fomentar la proliferación de especies agresivas indeseables.



En esta sección hemos:

- Analizado los distintos tratamientos silviculturales de aplicación práctica en los bosques húmedos latifoliados del trópico.
- Visto que en la producción de madera rolliza para aserrío, la ejecución del tratamiento puede ser antes, durante o después de la cosecha de madera.
- Discutido los tratamientos de aprovechamiento, liberación, refinamiento, saneamiento, raleo y cortas del dosel medio.
- Presentado brevemente otros tratamientos aplicados directamente sobre:
 - La vegetación no establecida (individuos <10 cm dap); por ejemplo, plantaciones de enriquecimiento y cortas de vegetación bajo dosel.
 - La vegetación no leñosa; por ejemplo, corta de lianas
 - Tratamientos que no consideran el tratamiento a la vegetación; por ejemplo los tratamientos al suelo.

4.3 Respuesta a los tratamientos

La prescripción e intensidad de los tratamientos silviculturales se justifica para lograr un mayor crecimiento y mejor forma de los árboles individuales y del rodal en general, con fines de producción de madera rolliza. Desde luego, no se debe poner en peligro la composición y estructura del bosque, ni el flujo constante de otros beneficios como productos no maderables, servicios ambientales y diversidad biológica.

Las experiencias en Costa Rica han revelado la respuesta de los bosques a la aplicación de tratamientos silvícolas, en cuanto a la dinámica de la estructura y del crecimiento. A continuación se presentan algunos resultados de un estudio realizado en dos de las áreas de investigación de la Unidad de Manejo de Bosques Naturales del CATIE (Camacho *et al.* 1997). El primer sitio se ubica en La Tirimbina Rain Forest Center, cantón de Sarapiquí, provincia de Heredia, y el segundo en la finca Los Laureles de Corinto ubicada en el cantón de Guápiles, provincia de Limón; ambas áreas pertenecen a la zona de vida Bosque muy Húmedo Tropical.

4.3.1 Sitios de investigación y metodología

El estudio sigue una metodología estándar, desarrollada a lo largo de al menos 60 años de experiencia en estudios de crecimiento y rendimiento de bosques tropicales naturales (Dawkins 1958, Synnott 1979, Alder y Synnott 1992). En cada sitio, la investigación se llevó a cabo en una superficie neta de 30 ha, dividida en nueve parcelas de 180 m x 180 m con una superficie central efectiva de medición, o parcela permanente de medición (PPM), de 100 m x 100 m (1,0 ha) con una faja amortiguadora de 40 m de ancho.

En Los Laureles de Corinto se eligieron al azar tres parcelas que permanecieron como testigos (bosque no intervenido ni tratado). El resto del área (seis parcelas) se sometió a un aprovechamiento mejorado en 1992; se extrajeron en promedio seis árboles/ha que corresponden a un área basal de 2,5 m²/ha.

El área de estudio consta de nueve bloques completos de 3,24 ha cada uno, los cuales engloban una PPM de 1 ha. En esta se colecta la información para comparar los resultados de los tratamientos aplicados

En La Tirimbina se llevó a cabo un aprovechamiento entre 1989 y 1990; se extrajeron en promedio 4 árboles/ha, que corresponden a un área basal de 1,3 m²/ha. Posteriormente se eligieron al azar tres parcelas y se les aplicó un tratamiento de liberación con refinamiento parcial, otras tres recibieron un tratamiento de dosel protector y las tres restantes se dejaron como testigo (para efectos de este estudio se denominan "parcelas aprovechadas"). El objetivo de los tratamientos silviculturales fue reducir la competencia por luz y por recursos del suelo para los árboles de futura cosecha.

El análisis de los datos contempló los cambios en la estructura horizontal de las PPM en función de las diferentes intervenciones; se evaluó la densidad del rodal (N/ha), el área basal (G; m²/ha), la mortalidad (número absoluto por hectárea). Además, se calculó la tasa de mortalidad natural por medio de un modelo logarítmico (*sensu* Lieberman y Lieberman 1987).

4.3.2 Efecto sobre la estructura horizontal

Los resultados de la dinámica de la estructura horizontal (Camacho *et al.* 1997) mostraron que las PPM aprovechadas en La Tirimbina tuvieron originalmente el mayor número de individuos (504 N/ha), debido a la presencia de una mayor cantidad de árboles de diámetros pequeños, mientras que las PPM testigo de Corinto poseían un menor número de individuos (473 N/ha). Después del aprovechamiento y tratamientos silviculturales, todas las PPM en estudio tenían un número de árboles bastante similar (417 a 428 N/ha), excepto las aprovechadas de La Tirimbina (533 N/ha) y las testigo de Corinto (475 N/ha). Para las especies comerciales, el número de ind/ha fluctuaba entre 156 y 185 al inicio del estudio, y entre 134 y 185 al final del estudio (Cuadro 4.2) (Camacho *et al.* 1997).

El área basal original fue muy superior en las PPM de Corinto (entre 28 y 30 m²/ha), en comparación con La Tirimbina (entre 22 y 25 m²/ha). Las diferencias fueron aún más marcadas después del aprovechamiento y tratamiento: 31 m²/ha en las parcelas testigo de Corinto y 25 y 24 m²/ha en las aprovechadas (Corinto y La Tirimbina, respectivamente), contra 19 y 21 m²/ha en las tratadas de La Tirimbina. Este patrón se repite en el grupo de especies comerciales (Cuadro 4.2) (Camacho *et al.* 1997).

Ambos bosques muestran valores algo superiores en el número de árboles y muy similares en área basal, en comparación con otros bosques de la misma zona de vida. Morales y Sibaja (1994) reportan promedios de 334 individuos/ha y 21,8 m²/ha de área basal en bosques intervenidos, mientras que Lieberman y Lieberman (1987) encontraron promedios de 446 árboles/ha y de 27,8 m²/ha en área basal en bosques no intervenidos; ambos estudios fueron conducidos en bosques de la región noreste de Costa Rica.



Cinco años después de aplicado el tratamiento, se tiene una recuperación del número de árboles y del área basal en el rodal. En consecuencia, el incremento en área basal se concentra en los individuos seleccionados para futuras cosechas



Cuadro 4.2 Dinámica de la estructura horizontal de los rodales estudiados para diferentes periodos de medición (10 cm dap)

	Corinto				Tirimbina					
	Testigo Prom.	Aprovechadas Desv.	Prom.	Aprovechadas Desv.	Prom.	Aprov.+Liberac. Desv.	Prom.	Desv.	Aprov.+Dosel Prom.	Desv.
Población total										
N/ha										
1988	463	136	457	25	518	13	439			
1990	473	101	449	37	504	77	483	76	495	45
1993	469	95	405	50	503	97	391	51	19	85
1996	475	87	417	40	533	94	418	64	428	22
G (m ² /ha)										
1988	29,6	1,3	28,5	3,5	22,9	5,0	24,1			
1990	28,1	1,4	27,6	2,4	22,0	1,8	25,1	3,4	22,2	1,1
1993	29,4	1,2	24,7	2,2	22,2	0,7	18,6	1,6	20,5	1,4
1996	30,8	1,0	25,6	2,1	23,7	1,1	18,8	1,4	21,4	1,1
N	3		6		3		3		3	
Población comercial										
N/ha										
1988	181	53	184	8	154	11	150			
1990	185	52	182	18	159	17	156	27	161	21
1993	183	47	165	19	165	29	125	21	148	18
1996	185	44	164	16	172	35	134	23	61	18
G (m ² /ha)										
1988	16,0	1,9	19,0	2,9	12,4	4,5	15,9			
1990	16,6	2,8	18,3	2,7	12,0	2,2	14,6	1,8	12,6	1,0
1993	17,6	2,6	16,0	2,0	12,1	1,2	11,3	1,7	12,0	1,1
1996	18,7	2,7	16,6	2,2	13,1	1,2	12,2	1,5	13,1	1,3
N	3		6		3		3		3	

Prom = promedio; Desv.= desviación estándar

4.3.3 Mortalidad y reclutamiento

De la población original de Corinto murieron 858 árboles en los siguientes ocho años: 23% (66 ind/ha) de causas naturales en las parcelas testigo y 41% (59 ind/ha) en las parcelas aprovechadas; 32% (45 ind/ha) por daños durante el aprovechamiento y 4% cosechado. En Tirimbina murieron 1317 árboles entre 1988 y 1996: el 47% por causas naturales (en promedio 81, 78 y 46 ind/ha para el bosque aprovechado, liberación y dosel protector, respectivamente), 38% por causa del tratamiento (69 y 99 ind/ha para liberación y dosel protector, respectivamente), 14% por daños durante el aprovechamiento (10, 32 y 21 ind/ha) y se cosechó un promedio de 4 ind/ha en toda el área en estudio (Fig. 4.1) (Camacho *et al.* 1997).

Las tasas de mortalidad natural registradas están dentro del rango de 1 a 5% que reporta Alder (1995) para bosques tropicales que han sufrido disturbios en años recientes. La tasa más elevada se presentó con el tratamiento de liberación (3,6%) y la más baja con el de dosel protector (1,7%) (Fig. 4.2) (Camacho *et al.* 1997).

Los valores de reclutamiento para el período anterior al aprovechamiento son muy similares en ambos sitios de estudio (entre 25 y 31 ind/ha), excepto para el rodal aprovechado de La Tirimbina (44 ind/ha), donde una sus PPM parece estar en una intensa fase de recuperación de un disturbio ocurrido antes del inicio de las mediciones. Para el periodo posterior al aprovechamiento y tratamiento, los valores más bajos se presentaron en las parcelas testigo de Corinto (32 ind/ha) y los más altos en las tratadas de La Tirimbina (70 a 80 ind/ha), con valores medios en los dos rodales donde solo se practicó el aprovechamiento (52 y 57 ind/ha).

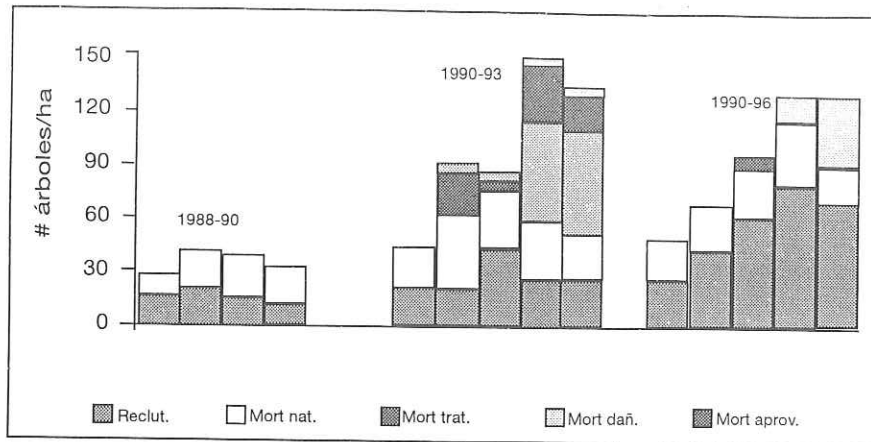


Fig. 4.1. Reclutamiento y mortalidad en los rodales estudiados en tres periodos de medición (10 cm \geq dap)

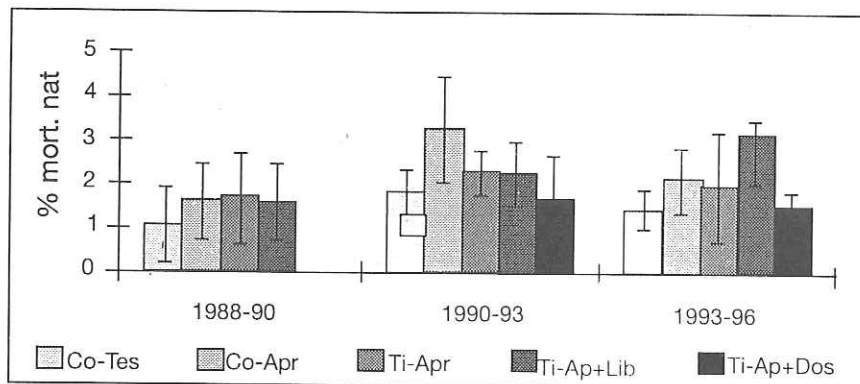
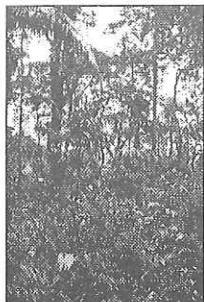


Fig. 4.2. Tasas de mortalidad natural (modelo logarítmico) de los rodales estudiados en tres periodos de medición (10 cm dap)

Como se observa en la Fig. 4.1, la mortalidad y el reclutamiento mostraron valores muy similares en los primeros años del estudio. En los años posteriores a las intervenciones silviculturales, los valores de reclutamiento fueron muy superiores a los de la mortalidad.

4.3.4 Crecimiento diamétrico

En cuanto al crecimiento diamétrico, los resultados concuerdan con los de estudios similares (Lieberman y Lieberman 1987, Sheil 1995). En todos los tratamientos se notó una amplia variación en los incrementos, con distribuciones asimétricas y sesgos positivos; los valores promedio, modal y mediano están más cerca del valor mínimo que del máximo, y los valores mediano y modal son generalmente inferiores al promedio. Por lo tanto, se prefiere el uso de la mediana, pues el promedio podría ser una sobrestimación del incremento diamétrico anual (Cuadro 4.3).



Cuadro 4.3. Incrementos diamétricos medianos (mm/año) de los rodales estudiados en tres períodos de medición (10 cm dap)

	Corinto		Tirimbina		
	Testigo	Aprovechado	Aprovechado	Aprov. + Liber	Aprov. + dosel
Población total					
1988-90 antes	2	2	3	3	
1990-93	3	3	3	3	3
1993-96 después	2	3	2	4	3
Población comercial					
1988-90 antes	3	4	5	4	
1990-93	4	4	5	5	6
1993-96 después	3	5	4	7	6
Población no comercial					
1988-90 antes	1	1	2	2	
1990-93	1	2	2	2	2
1993-96 después	1	2	2	3	2

La mortalidad estuvo en un rango de 2-4%; el reclutamiento, entre 7-18%

Si se compara la respuesta a los tratamientos en los dos sitios estudiados, se tiene que los resultados más alagadores en cuanto a incrementos diamétricos se obtuvieron con la liberación en la Tirimbina

No se observaron diferencias en los incrementos diamétricos del período 1988-90, tanto para todo el conjunto de especies como para el de las especies comerciales. En el período 1990-93, todas las parcelas de Corinto crecían más lentamente, pero solo los incrementos de las testigo eran más bajos. Después del aprovechamiento y tratamientos; es decir, en el período 1993-96, las diferencias fueron más marcadas, con el mayor crecimiento en las parcelas tratadas por liberación (4,3 mm/año para todas las especies y 7,3 mm/año para las comerciales), seguidas por las parcelas del dosel protector (3,7 y 6,0 mm/año, respectivamente). Nótese que en este período no se observan diferencias entre el crecimiento de las parcelas aprovechadas de Corinto y La Tirimbina. Finalmente, las parcelas testigo (Corinto) mostraron los incrementos más bajos de todos los rodales estudiados.

Esta reacción positiva del rodal comercial tratado, en especial bajo liberación, confirma las expectativas del silvicultor al aplicar un tratamiento silvicultural: estimular las tasas de crecimiento de las especies de interés comercial en las áreas de producción forestal, sin detrimento de la biodiversidad. Otros estudios reportan resultados similares en bosques húmedos de América tropical (Mejía 1994, Silva *et al.* 1995).

Es importante notar que el área basal reducida en La Tirimbina con tratamiento y aprovechamiento fue de 40%, y 32% en Corinto.

En esta sección hemos:

- Demostrado que al mejorar las condiciones de iluminación y sitio, se favorece al individuo (árbol) en particular y al rodal en general.
- Establecido que la variable incremento diamétrico es principalmente la que revela tal beneficio, aunque se consideran otras variables como reclutamiento, mortalidad y la dinámica de la estructura horizontal de la población.
- Demostrado que el tratamiento debe de ser significativo; es decir, debe crear las condiciones de apertura ideales para que se dé la entrada de luz y la eliminación de la competencia directa, sin perjudicar la estructura y composición del rodal.

4.4 Bibliografía



- Alder, D. 1995. Growth modelling for mixed tropical forests. Oxford Forestry Institute, England. 231 p.
- Alder, D.; Synnott, T.J. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forests. Oxford Forestry Institute. Tropical Forestry Paper 25. 124 p.
- Camacho, M; Finegan, M. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica. CATIE. Serie Técnica. Informe técnico No. 295. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales No. 11. 38 p.
- Camacho, M; Finegan, B; Orozco, L. 1997. Dinámica de la estructura y el crecimiento de bosques húmedos tropicales manejados del noreste de Costa Rica, Primera década de investigación. Ponencia presentada en Simposio Internacional sobre Posibilidades de Manejo Forestal en América Tropical, celebrado 15 al 20 de julio de 1997 en Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 10 p.
- Dawkins, H.C. 1958. The management of natural tropical high forest with special reference to Uganda. Imperial Forestry Institute, University of Oxford. 155 p.
- Graaf, N. R. de. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Holanda, Wageningen Agricultural University. 250 p.
- Hutchinson, I. D. 1992. Planificación para la silvicultura y el manejo de bosques naturales. Documento preparado para V Curso Intensivo Internacional de Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales Tropicales. CATIE, Turrialba, C. R. 1 de marzo al 7 de abril. 55 p.
- Hutchinson, I. D. 1993. Puntos de partida y muestreo silvicultural para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. CATIE. Serie Técnica. Informe técnico No. 204. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales No. 7. 32 p.
- Hutchinson, I. D. 1994. Técnicas silviculturales en bosques naturales tropicales. Notas de clase del Curso Intensivo Internacional de Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales Tropicales. CATIE, Turrialba, C. R. 23 p.
- Lieberman, D.; Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3:347-358.
- Mejía C.; A. C. 1994. Análisis del efecto inicial de un tratamiento de liberación sobre la regeneración establecida en un bosque húmedo tropical aprovechado en Río San Juan, Nicaragua. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba. 68 p.
- Morales, M.; Sibaja, D. 1994. Aplicación de tratamientos silviculturales en bosques húmedos intervenidos. COSEFORMA, Costa Rica.
- Quirós, D.; Carrera, F. En Prensa. Técnicas de silvicultura para bosques latifoliados naturales tropicales.
- Putz, F. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65:1713-1724.
- Sheil, D. 1995. A critique of permanent plot methods analysis with examples from Budongo Forest, Uganda. *Forest Ecology and Management* 77:11-34.
- Silva, J.N.M.; Carvalho, J.O.P. de; Lopes, J. do C.A.; Almeida, B.F. de; Costa, D.H.M.; Oliveira, L.C. de; Vanclay, J.K.; Skovsgaard, J.P. 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71:267-274.
- Synnott, T.J. 1979. A manual of permanent plot procedures for tropical rain forest. Oxford Forestry Institute, U.K. Tropical Forestry Papers no. 14. 67 p.
- Synnott, T.J. 1980. Tropical rainforest silviculture: a research project report. Commonwealth Forestry Institute, University of Oxford. Occasional paper No. 10. 45 p.
- Wadsworth, F. 1997. Forest production for tropical America. USDA, Forest Service. Agriculture Handbook 710. 563 p.

Capítulo 5

Técnicas silviculturales

- 5.1 Introducción
- 5.2 Principales técnicas silviculturales usadas en el trópico
- 5.3 Monitoreo del grado de desvitalización de la vegetación tratada
- 5.4 Envenenamiento de árboles no deseables
- 5.5 Bibliografía

David Quirós Molina



Anillamiento realizado en árboles no deseables para lograr su desvitalización.
Foto: David Quirós

Técnicas silviculturales



5.1. Introducción

En la definición del plan de manejo de un bosque se debe establecer con claridad el sistema silvicultural al cual se someterá el bosque; luego, se deben de prescribir e indicar en el tiempo los tratamientos silvícolas que se aplicarán, y por último, se debe detallar la puesta en marcha de cada actividad. En este momento, se indican las técnicas silviculturales que serán utilizadas.

Las técnicas silviculturales son aquellas operaciones realizadas para intervenir en el rodal a aquellos árboles que compiten, favoreciendo a los seleccionados para futuras cosechas. Dichas técnicas son la base operativa del tratamiento prescrito y buscan influir sobre los árboles, sin descartar otros tipos de vegetación (por ejemplo, lianas) que inhiben el desarrollo de la vegetación deseable. La aplicación de una técnica depende de las características del bosque y los objetivos planteados por el silvicultor.

La implementación de las técnicas silviculturales se realiza en forma parcial (anillamiento y perforaciones) o total (corta), en el fuste del individuo, lo que lleva a una eliminación paulatina o súbita de la masa no deseable. Los cortes parciales con frecuencia se complementan con la aplicación de compuestos químicos o arboricidas.

5.2. Principales técnicas silviculturales usadas en el trópico

Las técnicas silviculturales que analizaremos en este capítulo son el anillamiento, la perforaciones y la tala o corta. Tales técnicas son ampliamente conocidas, ya que han sido, son y serán instrumento activo en el desarrollo de actividades silvícolas y agrícolas y forman parte de la cultura campesina de la región. Haya normas claras para la ejecución de estas técnicas; no hay limitaciones para utilizarlas en un sitio u otro; son de utilidad para el pequeño propietario de bosque y/o comunidad concesionaria, como para empresas grandes. Lo importante es que por medio de estas técnicas se mejoran los tratamientos silviculturales, lo que a la postre mejora las condiciones de producción de los individuos (árboles) y del rodal en general.

Tanto en actividades agrícolas como silvícolas se utilizan las técnicas de anillado, perforación y corta para eliminar árboles no deseados

5.2.1 Anillado

El anillamiento es quizás la más importante técnica de la silvicultura tropical usada en la eliminación de árboles no deseados; es una operación sencilla, efectiva y con herramientas de fácil acceso. El anillamiento permite que la apertura del dosel sea gradual, ya que cuando los árboles tratados mueren, se desintegran gradualmente y las copas y ramas van cayendo. Esto no causa impactos repentinos y violentos en el bosque. Lógicamente el impacto causado por la caída de un árbol sin copa es mucho menor que el originado por otro con una copa frondosa (Quirós y Carrera en prensa).



El anillamiento consiste en cortar una franja alrededor del fuste para eliminar una porción de corteza y floema; esto impide el flujo de sustancias elaboradas (savia o nutrimentos), y provoca la muerte del árbol. Hay que asegurarse que se elimine totalmente el cambium, tejido meristemático que origina el floema, por lo que es conveniente profundizar el corte en unos dos centímetros de la madera (xilema). Algunas especies son capaces de rebrotar bajo el anillo y otras resisten el descortezado. Con las especies que presentan fustes acanalados o raíces tablares altas se dificulta la ejecución total del anillo; en estos casos es necesario aplicar algún arboricida (ver información al respecto en la sección siguiente).

Para anillar se utiliza hacha, cuchillo (machete) y escoda, o bien una motosierra mediana o pequeña. Para hacer el anillo se comienza con dos aperturas en el fuste, a aproximadamente 30 cm una de la otra y con una profundidad de 1 a 2 pulgadas, y luego se elimina la corteza entre ambas aperturas. Se recomienda una anchura de 30 cm, pues las pruebas realizadas indican que es suficiente para causar la desvitalización del árbol, y además operativamente es de rápida ejecución. El anillamiento también puede hacerse sin descortezado; es decir, hacer sólo los cortes y no quitar la corteza. La elección del método depende de aspectos como facilidad de operación, costos, efectividad y/o resistencia de las especies a la desvitalización, tiempo y recursos disponibles (Fig. 5.1 y fotos 5.1 y 5.2).



Foto 5.1. Realización del anillo con herramienta sencilla (hacha pequeña o cuchillo), ubicado lo más cerca posible a la base del fuste. Foto: David Quirós

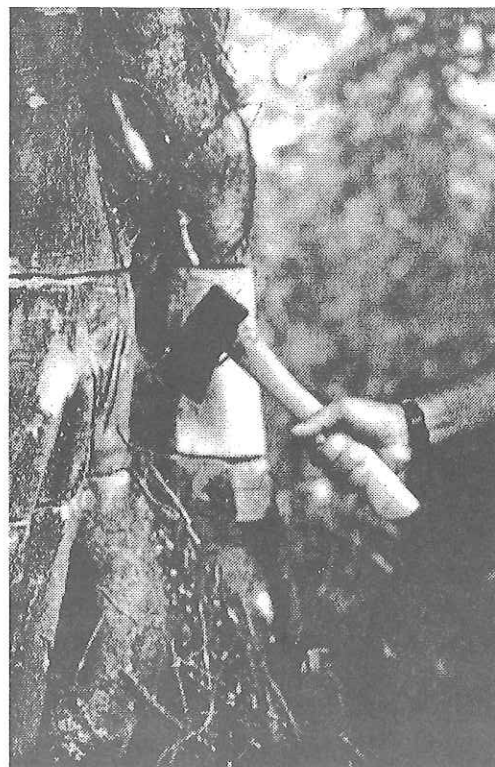


Foto 5.2. Arbol con anillamiento previo realizado con espada de motosierra y posterior descortezado realizado con hacha. Foto: David Quirós

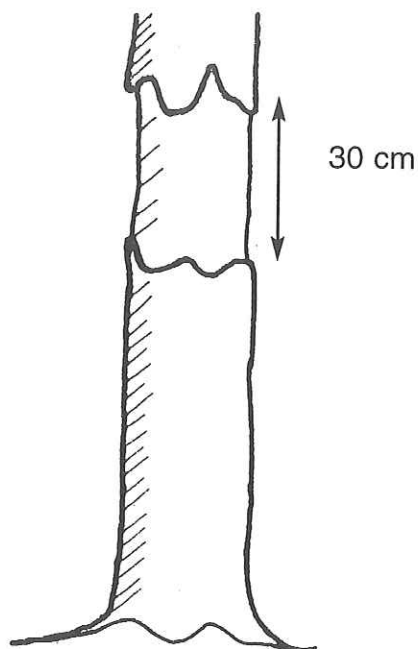


Fig. 5.1. Anillo de 30 cm alrededor de la circunferencia del árbol. El anillamiento es la técnica silvicultural más recomendada para lograr el desvitalizamiento de la vegetación arbórea.

En estudios de caso realizados en la zona Atlántica Norte de Costa Rica se ha determinado el grado de desvitalización mediante la técnica de anillado con y sin aplicación de arboricidas. En primera instancia se realizó el anillamiento con hacha y se aplicó una mezcla de diesel y un herbicida sistémico (Tordón) a razón de 2,5%, en una dosis suficiente para humedecer el anillo. Se logró el 100% de desvitalización de todas las especies (suaves, semiduras y duras) en un período de dos años; las especies suaves decayeron entre el tercer y sétimo mes de aplicado el tratamiento; las especies semiduras entre el sétimo y doceavo mes y las especies duras hasta 24 meses después del tratamiento (Quirós y Finegan 1994). En la misma zona, el anillamiento sin aplicación de arboricidas logró una mortalidad del 80% de los árboles tratados en el mismo periodo de tiempo (dos años); se resistieron las especies duras; las semiduras decayeron en el primer año y las especies suaves se desvitalizaron en los primeros seis meses. Por clasificación diamétrica, para los dos casos citados, los árboles en la clase 10-30 cm mostraron mayor rapidez de decadencia (Quirós 1999)

Pinelo (1997) reporta que en un bosque en El Petén, Guatemala, mediante anillamiento sin envenenamiento, después de cuatro años se tuvo una efectividad de desvitalización de 86%. En otro caso, también en la zona Atlántica de Costa Rica, finca Los Laureles de Corinto, se usaron a la vez las técnicas de anillado y perforación, sin aplicación de arboricidas. En anillo se hizo con motosierra y se perforó en un sólo punto del anillo, de manera que la punta de la espada de la motosierra penetrara hasta el duramen. Los resultados del primer año de monitoreo demostraron una mortalidad del 100% para gavilán (*Pentaclethra macroloba*), especie con mayor número de individuos tratados, y 90% para todas las otras especies tratadas, principalmente en las clases mayores a 50 cm dap, ya que además se aplicó un tratamiento de saneamiento (Quirós 1998).



Información posterior demuestra que la mortalidad ha aumentado en todas las especies, aún en las especies duras. Es evidente que en estas últimas el período para su total desvitalización es mayor a un año después de aplicado el tratamiento. Al igual que en el primer caso, se determinó que los individuos de diámetros menores decaen más rápidamente (Quirós 1999).

En el estudio en mención se aplicó la técnica de anillamiento con y sin descortezado y no se encontraron diferencias significativas entre el grado y avance de desvitalización de los individuos tratados de una u otra forma. La altura a la cual se hace el anillo no tiene importancia para el logro de la desvitalización. A partir de las experiencias generadas, se recomienda anillar a una altura que facilite las operaciones y sin realizar descortezado (Quirós en prensa).

Lamprecht (1990) cita como parcialmente exitosas, algunas experiencias con anillamiento sin aplicación de arboricidas. Un ejemplo proviene de Zaire con 89 especies arbóreas, las que 18 meses después del anillamiento presentaban una mortalidad entre 81 y 100% en sólo cinco especies; otras 63 especies mostraban una mortalidad entre 41 y 80%, y para las 21 especies restantes la tasa de mortalidad era de 0 a 40%. En experimentos similares realizados en Gabón, una tercera parte de los árboles anillados sobrevivieron. Obviamente, no se tiene la información total para explicar las diferencias encontradas, pero se pueden aventurar explicaciones posibles relacionadas con la forma de hacer del anillo, las especies, la época del año en que se ejecutó el tratamiento, u otros factores que podrían intervenir.

En Brasil, (Veríssimo *et al.* 1998) sugieren tres tamaños de anillos:

- 15 cm para árboles pequeños
- 15- 45 cm para árboles medianos pequeños
- > 45 cm para árboles grandes

Además, citan un anillamiento simple y un anillamiento especial: el primero consiste en realizar el anillo con descortezado a la altura de dap; el segundo método considera, además, la aplicación de aceite quemado (usado) combinado con algún herbicida. Con este último método se ha alcanzado un 80% de eficiencia en un período menor a dos años.

Otra experiencia de anillamiento se desarrolló en Iquitos, Perú (Schwyzer *et al.* s.f.). Se anillaron 360 árboles de 55 especies, ubicados en fajas donde se elimina la vegetación ("fajas de reforestación") para luego plantar especies deseadas.

La mayoría de las especies arbóreas han sido clasificadas, según el grado de dificultad para el anillado:

- Grado 1: Corteza suave, de rápido anillado
- Grado 2: Corteza más dura, fustes levemente acanalados
- Grado 3: Corteza fibrosa de difícil desprendimiento y fustes fuertemente acanalados



En el cuadro 5.1 se presenta una serie de especies tratadas y el grado de dificultad para anillarlas.

Cuadro 5.1 Clasificación de especies forestales tropicales, según grado de dificultad para realizar el anillamiento.

Especie	Número de árboles	Grado de dificultad
<i>Eschweilera</i> spp.	53	3
Desconocido	36	-
<i>Cecropia</i> spp.	34	1
<i>Inga</i> spp.	21	1
<i>Miconia</i> spp.	18	1
<i>Alchornea triplinervia</i>	17	1
<i>Eschweilera</i> spp.	16	3
<i>Miconia punctata</i>	11	1
<i>Swartzia</i> spp.	10	1
<i>Pourouma</i> spp.	9	1
<i>Guarea</i> spp.	7	1
<i>Cinchona</i> spp.	7	2
<i>Couepia</i> spp.	7	1
<i>Vitex triflora</i>	7	2
<i>Protium</i> spp.	7	2
<i>Sloanea</i> spp.	6	2
<i>Couepia</i> spp.	6	2
Moraceae	5	2
<i>Heisteria</i> spp.	5	1
<i>Iryanthera tricornis</i>	5	1
<i>Aparisthium cordatum</i>	5	1
<i>Rinorea racemosa</i>	5	1
<i>Tovomita</i> spp.	4	2
<i>Theobroma subincanum</i>	4	1
<i>Quararibea</i> spp.	4	2
<i>Ophiocaryon</i> spp.	4	-
<i>Pseudolmedia</i> spp.	4	2
<i>Pourouma ovata</i>	4	2
<i>Couepia</i> spp.	3	2
<i>Licania</i> spp.	3	3
<i>Qualea trichanthera</i>	2	2
<i>Mabea piriri</i>	2	1
Araliaceae	2	1
<i>Qualea</i> spp.	2	2
Apocynaceae	2	1
<i>Licania</i> spp.	2	-
<i>Sapium aereum</i>	2	1
Otros (1 representante / Especie)	19	-

Fuente: Schwyzer *et al.* s.f.



El ensayo en mención se realizó de febrero de 1979 a abril de 1980; la mortalidad se evaluó a los ocho y quince meses. Los resultados de mortalidad después de ocho meses aparecen en el cuadro 5.2.

Cuadro 5.2. Mortalidad de las especies arbóreas ocho meses después de aplicado el anillamiento.

Mortalidad	Especie	Árboles muertos (%)	Árboles débiles (%)
75 - 100 %			
bueno	<i>Miconia punctata</i>	91	0
50 - 74 %			
regular	<i>Cecropia</i> spp.	74	9
	<i>Protium</i> spp.	71	14
	<i>Pourouma</i> spp.	56	0
	<i>Miconia</i> spp.	50	6
	<i>Sapium aereum</i>	50	0
25 - 49 %			
malo	Moraceae	40	0
	<i>Cinchona</i> spp.	29	14
	<i>Inga</i> spp.	29	19
	Otros	26	5
	<i>Pseudolmedia</i> spp.	25	25
	<i>Pourouma ovata</i>	25	25
	<i>Tovomita</i> spp.	25	0
	<i>Theobroma subincanum</i>	--	25
0 - 24 %			
muy malo	<i>Rinorea racemosa</i>	20	40
	<i>Aparisthium cordatum</i>	20	0
	<i>Eschweilera</i> spp.	19	19
	<i>Alchornea triplinervia</i>	18	0
	<i>Couepia</i> spp.	17	33
	<i>Couepia</i> spp.	14	0
	<i>Guarea</i> spp.	14	0
	<i>Swartzia</i> spp.	10	20
	Desconocido	6	0
	<i>Eschweilera</i> spp.	2	6
	<i>Sloanea</i> spp.	0	0
	<i>Heisteria</i> spp.	0	0
	<i>Iryanthera tricornis</i>	0	20
	<i>Quararibea</i> spp.	0	0
	<i>Ophiocaryon</i> spp.	0	0
	<i>Couepia</i> spp.	0	67
	<i>Licania</i> spp.	0	0
	<i>Qualea trichanthera</i>	0	0
	<i>Mabea piriri</i>	0	0
	Araliaceae	0	0
	<i>Qualea</i> spp.	0	0
	Apocynaceae	0	0
	<i>Licania</i> spp.	0	0
	<i>Vitex triflora</i>	0	0
Total		25	8

Solamente 25% de los árboles murieron en los primeros ocho meses; asimismo, solo seis especies muestran un grado aceptable de mortalidad durante ese tiempo. Después de 15 meses se tenían los resultados que aparecen en el cuadro 5.3.



Cuadro 5.3. Mortalidad encontrada 15 meses después de aplicado el anillamiento.

Mortalidad	Especie	Árboles muertos (%)	Árboles débiles (%)
75 – 100 % bueno	<i>Miconia punctata</i>	100	0
	<i>Pseudolmedia</i> spp.	100	0
	<i>Sapium aereum</i>	100	0
	<i>Pourouma</i> spp.	89	0
	<i>Cecropia</i> spp.	85	3
	<i>Miconia</i> spp.	83	6
	<i>Couepia</i> spp.	83	0
	Moraceae	80	0
	<i>Heisteria</i> spp.	80	20
	<i>Tovomita</i> spp.	75	25
	<i>Pourouma ovata</i>	75	0
50 – 74 % regular	<i>Cinchona</i> spp.	71	29
	<i>Protium</i> spp.	71	0
	<i>Inga</i> spp.	57	14
	<i>Couepia</i> spp.	57	29
	<i>Eschweilera</i> spp.	50	19
	<i>Mabea piriri</i>	50	0
25 – 49 % malo	<i>Alchornea triplinervia</i>	41	0
	<i>Rinorea racemosa</i>	40	40
	Otros	37	5
	<i>Licania</i> spp.	33	67
	<i>Swartzia</i> spp.	30	30
	Desconocido	25	19
	<i>Ophiocaryon</i> spp.	25	0
	<i>Theobroma subincanum</i>	25	50
	0 – 24 % muy malo	<i>Iryanthera tricornis</i>	20
<i>Aparisthium cordatum</i>		20	0
<i>Sloanea</i> spp.		17	17
<i>Guarea</i> spp.		14	0
<i>Eschweilera</i> spp.		8	34
<i>Quararibea</i> spp.		0	75
<i>Couepia</i> spp.		0	33
<i>Qualea trichanthera</i>		0	0
<i>Vitex triflora</i>		0	43
Araliaceae		0	50
<i>Qualea</i> spp.		0	0
Apocynaceae		0	100
<i>Licania</i> spp.		0	0
Total		45	17



En total, el 45% de los árboles anillados murieron a los 15 meses. Se puede recomendar el anillado para las 17 especies que tuvieron más de 50% de mortalidad. También se determinó que el diámetro no influye en la mortalidad del árbol anillado; asimismo, el ancho del anillo tampoco parece influir en la mortalidad, pero es importante eliminar completamente la corteza.

Algunas especies presentan reacciones especiales que hacen que logren sobrevivir al anillamiento (Fig. 5.2); por ejemplo, cuando en los fustes acanalados no se logra eliminar la corteza y el tejido floemático crece considerablemente, se forma una conexión parecida a un tubo que permite que el árbol sobreviva. El otro caso es cuando el árbol forma un tejido de recuperación en la parte superior del anillado, desde donde hecha raíces que logran llegar hasta el suelo (Fig. 5.3).

5.2.2 Perforaciones

Esta técnica consiste en hacer agujeros en la corteza, que penetren hasta el duramen. El agujero se realiza con diversas herramientas, pero más que todo con brocas y motosierras (introduciendo la espada). La inyección se considera parte de esta técnica; se hace con aparatos (inyectores) diseñados para tal fin (Foto 5.3). Mediante las perforaciones se logra también la desvitalización o eliminación de árboles no deseados. Es muy frecuente aplicar venenos y fitohormonas (arboricidas) para lograr mayor efectividad.

Con las técnicas de anillado y perforación se logra eliminar paulatinamente los árboles no deseados

Esta técnica es de mucha utilidad en la silvicultura; de hecho, en la silvicultura urbana ha sido muy usada para eliminar árboles no deseados en parques y zonas residenciales. Las ventajas de esta técnica son que facilita la desvitalización de los árboles, ya que sólo se requiere perforar uno o pocos puntos en el fuste del árbol, lo cual se hace de manera rápida y sin dificultad; se puede usar en árboles de diámetros grandes, con fustes deformados y/o acanalados, o ubicados en lugares de difícil acceso.

Tales ventajas dan un mayor rendimiento por unidad de área; es decir, se requiere poco tiempo para tratar los árboles en una hectárea. Tampoco hay dificultad con respecto al tamaño y forma de los individuos si se utilizan equipos apropiados (motosierra e inyector); el uso de herramientas comunes, como brocas, hacen que el trabajo sea más lento. Entre las desventajas se cuentan la inversión para la compra de motosierras e inyector, lo que a su vez implica invertir en insumos como combustible, aceites, solución o arboricidas. Otra desventaja, y quizás la más importante desde el punto de vista silvicultural, es que para lograr la efectiva desvitalización de los árboles se debe aplicar en la perforación algún arboricida; ello implica el uso de tóxicos, lo que obviamente no es recomendable. Además, el decaimiento de los árboles se logra en poco tiempo, lo cual es un aspecto silvícola negativo por la formación de claros en corto tiempo dentro del rodal.

Conocidas las ventajas y desventajas de la técnica de perforación y al comparar con el anillamiento, encontramos diferencias en cuanto a la efectividad de la desvitalización (aspecto relevante del anillamiento) y facilidad y alto rendimiento (aspecto relevante de la perforación). Las experiencias documentadas nos orientan a proponer un híbrido: anillamiento + perforación, que asegura la desvitalización sin el uso de arboricidas.

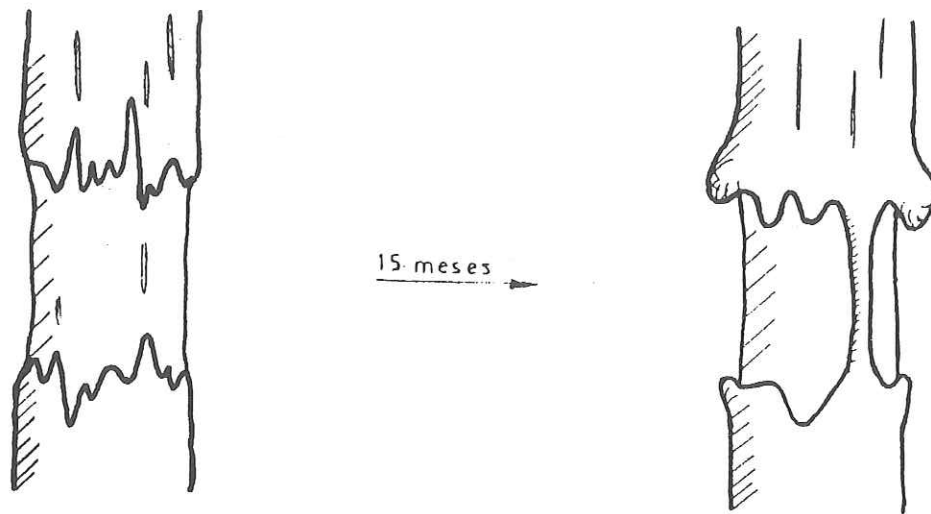


Fig. 5.2. Manera en que algunas especies recuperan el tejido eliminado por efecto del anillamiento y logran sobrevivir.

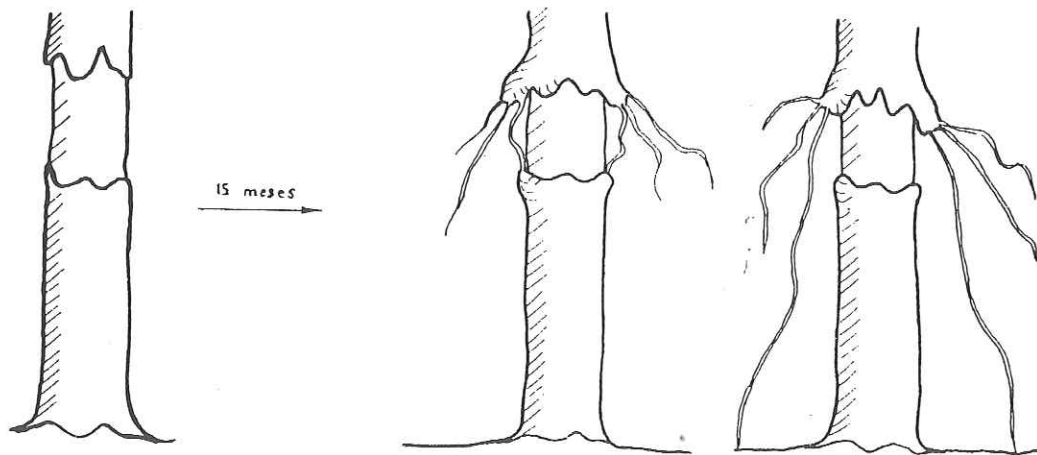


Fig. 5.3. Adaptación de raíces aéreas, una estrategia de algunas especies para sobrevivir al efecto del anillamiento.



Foto 5.3. Arbol desvitalizado con la técnica de perforación realizada con un inyector.
Foto: David Quirós.

Un caso de perforación con inyección es documentado por Vásquez (1996). La desvitalización se realizó en un bosque muy húmedo latifoliado en el Atlántico norte de Costa Rica; se utilizaron inyectores tipo "Gim Jem" (con capacidad para dos litros de solución); cada árbol fue inyectado rodeando el perímetro basal próximo al suelo (se rodearon todas las gambas). En promedio la cuchilla del inyector se insertó a intervalos de 1,5 pulgadas, se inyectó aproximadamente 0,5 cc de solución de 'Roundup' y 'Garlon 4', mezclados en agua y diesel respectivamente, en las siguientes concentraciones:

Garlon 4 al 0,5% en solución diesel
Garlon 4 al 1,5% en solución diesel
Garlon 4 al 2,5% en solución diesel
Roundup al 15% en solución acuosa
Roundup al 20% en solución acuosa
Roundup al 25% en solución acuosa

El arboricida se aplica dentro del anillo o la perforación

Los resultados estadísticos obtenidos en cinco meses de observaciones demostraron que el tamaño del diámetro del árbol es inversamente proporcional a la eficiencia de los herbicidas. Se estimó que existen diferencias altamente significativas entre la eficiencia de los dos herbicidas; el 'Roundup' probó ser el más eficiente. No se encontraron diferencias significativas en términos de eficiencia entre las diferentes dosis de cada herbicida; o sea que el grado de mortalidad es similar aplicando cualquiera de las tres dosis dentro de cada herbicida (Vásquez 1996).

5.2.3 Tala o corta

La tala o corta es la técnica utilizada para las cosechas (aprovechamiento). En los tratamientos silviculturales también es factible cortar directamente la vegetación no

deseada. Esto se aplica sobre todo en tratamientos bajo dosel y en raleos (para detalles sobre los tratamientos silviculturales, ver capítulo 4), ya que se busca eliminar árboles de diámetros pequeños y medianos que al ser talados no causan grandes daños en los remanentes. Si se toman en consideración las técnicas de tala dirigida se puede causar un daño mínimo a la vegetación remanente deseable para futuras cosechas.

Es importante tener en cuenta que el tratamiento silvicultural puede ofrecer productos útiles; así, después de aplicado un tratamiento, los árboles extraídos pueden servir como leña, carbón, postes y, si hay algunos de dimensiones para aserrío, madera para construcción (Fotos 5.4 y 5.5).

Mediante la técnica de tala, los árboles tratados se eliminan en un solo momento y de ellos se pueden obtener productos útiles



Foto 5.4. Bosque tratado silviculturalmente aplicando la técnica de tala o corta, eliminando la vegetación no deseada del dosel intermedio e inferior. Obsérvese la acumulación de fustes extraídos para obtener productos aserrados y postes. Foto: David Quirós

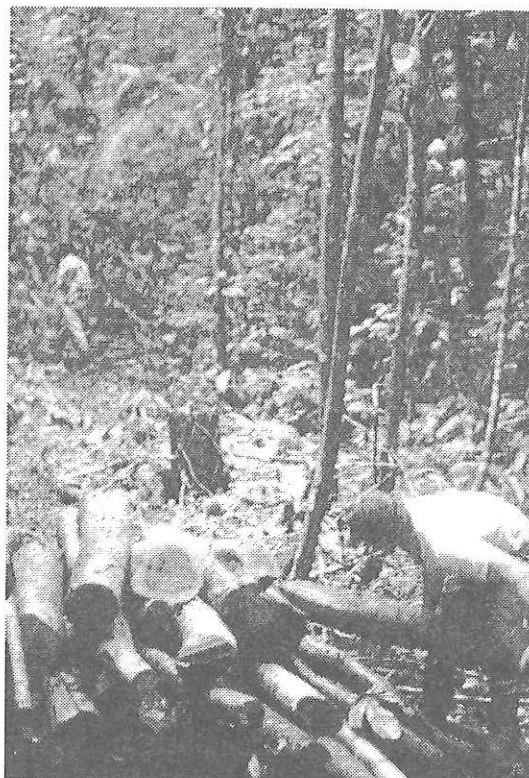
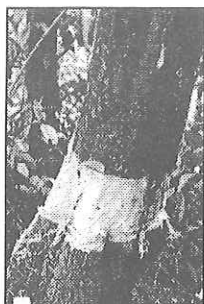


Foto 5.5. Acopio de madera para producir leña y carbón obtenida de la aplicación de un tratamiento del dosel intermedio. Foto: David Quirós

En esta sección hemos:

- Presentado las principales técnicas de desvitalización o muerte de los árboles: anillado, perforación y tala.
- Analizado las ventajas y desventajas de las técnicas de desvitalización.
- Visto que la técnica de tala puede rendir productos leñosos y otros; sin embargo, se deben considerar los aspectos de tala dirigida, para hacer tratamiento y/o aprovechamiento de impacto reducido que no afecte la masa remanente.
- Definido la mejor forma de aplicar estas técnicas y discutido algunos instrumentos y equipos para tal fin.



No hay mucha información publicada sobre el tiempo que tardan en morir las especies tratadas con tratamientos silvícolas

5.3. Monitoreo del grado de desvitalización de la vegetación tratada

Es importante llevar un monitoreo del grado o efecto de desvitalización de los árboles tratados. Por desvitalización debe entenderse *el proceso de decadencia al que son sometidos los individuos no deseables, con el fin de que mueran y que su espacio y recursos sean aprovechados por individuos con más potencial para los fines planteados*. La decadencia debe ser paulatina, para que no se den aperturas súbitas en el dosel ni acumulaciones de material orgánico en descomposición; lo cual podría desencadenar efectos negativos en los árboles deseados. Para llevar un monitoreo de la desvitalización de los árboles tratados en períodos de tiempo definidos se recomienda utilizar la escala propuesta por Quirós y Finegan (1994):

- 0 Árbol no muestra decadencia; el individuo presenta su estado de vigor y forma característicos de la especie.
- 1 Árbol muestra follaje amarillento, principalmente en los ápices.
- 2 Árbol con follaje y fuste afectado; además de mostrar follaje amarillento, también se observa pérdida de corteza en el fuste.
- 3 Árbol moribundo; follaje y/o fuste afectado casi en su totalidad, pero aún conserva partes vivas
- 4 Árbol a punto de morir; pérdida de follaje y ramas, el daño es irreversible.
- 5 Árbol muerto.

Para la distribución de registros en el tiempo se recomienda realizar observaciones una vez al mes durante el primer año, y observaciones cada dos meses durante el segundo año. Si persisten o permanecen individuos vivos después de este tiempo, se recomienda realizar observaciones cada seis meses.

En esta sección hemos:

- Conocido una escala para monitorear el grado de desvitalización de los árboles tratados silviculturalmente.

5.4 Envenenamiento de árboles no deseables

El uso de plaguicidas en general, y de arboricidas de manera específica, es una más de las herramientas que se emplean para el manejo de los bosques, pero cuyo uso y manejo entrañan peligros que deben de conocerse para evitar accidentes. Los usuarios de plaguicidas deben contar con la información necesaria de los productos que manipulan. El uso y manejo de plaguicidas puede ser potencialmente riesgoso si no se conoce la información idónea, o si los procedimientos operativos son deficientes.

Si consideramos que el riesgo es la probabilidad de que resulte algún daño por el uso específico de una sustancia tóxica, los riesgos principales que se pueden tener durante las diferentes etapas del manejo de plaguicidas son intoxicación, contaminación del ambiente e incendio.

La intoxicación puede ser causada por la absorción del plaguicida a través de la piel, inhalación de vapores o polvos de plaguicidas, o menos común, por ingestión accidental.



De las posibles formas de absorción del plaguicida, el contacto con la piel es la causa más común de intoxicaciones accidentales. Esta es más frecuente de lo que se piensa, ya que quienes manejan plaguicidas con frecuencia no se percatan del contacto por el uso de ropa rota o contaminada interiormente; además, erróneamente suponen que el plaguicida sólo penetra al cuerpo cuando existen lesiones en la piel. Muchos plaguicidas formulados como líquidos o polvos penetran fácilmente al sistema sanguíneo a través de la piel sana, ojos y áreas cercanas a los genitales, que tienen una mayor capacidad de absorción.

La inhalación es una forma rápida de intoxicación ya que los vapores, humos y polvo pasan rápidamente de los pulmones al torrente sanguíneo.

La ingestión, contrario a lo que pudiera suponerse, es la causa menos común de intoxicación accidental y cuando llega a suceder, se debe a que los alimentos, bebidas, utensilios entraron en contacto con plaguicidas; o bien por fumar con las manos contaminadas.

Los riesgos de contaminación del ambiente pueden provenir de derrames accidentales o escape de vapores, polvos o humos, así como de deficiencias en la selección de la fórmula adecuada o el método de aplicación.

Por otro lado, debido a que cada plaguicida formulado y cada uno de sus ingredientes tiene propiedades específicas, se debe tener a la mano la hoja de propiedades de los productos, la cual incluye información relativa a las características físicas y químicas, normas de seguridad, instrucciones para la manipulación del producto, recomendaciones sobre equipo de protección, instrucciones de limpieza, descontaminación y eliminación de desechos, medidas de primeros auxilios, información para médicos y fuentes de consulta (AMIPFAC 1985).

El envenenamiento para la desvitalización de los árboles no deseables es una alternativa útil para aumentar la eficiencia del anillamiento o la perforación. Los árboles se envenenan con herbicidas, principalmente sistémicos, en diversas concentraciones y sustratos de disolución. Tales arboricidas deben ser aplicados en la superficie limpia y libre de súber o corcho, con brocha o aspersor (bomba) en el anillo o en perforaciones, o bien con inyectores.

En términos generales, el uso de agentes químicos incrementa los costos de los tratamientos y los riesgos de contaminación. Los costos de aplicación aumentan, pues se requiere de un canal (anillo o perforación) para que el químico no escurra. Por otra parte, muchos conservacionistas objetan la aplicación de arboricidas por el peligro ambiental que representa el uso de compuestos químicos de bajo precio y muy contaminantes. El uso de fitohormonas es de mayor efectividad y ambientalmente más amigable; en especial si se diluyen en agua en vez de diesel. Por otra parte, no todas las especies necesitan ser envenenadas; solamente aquellas en las que el anillo y/o la perforación no son eficaces, las especies de alta densidad y las que emplean un mecanismo de defensa, como segregación de látex o reposición rápida de tejidos. Como arboricidas, Lamprecht (1990) diferencia entre venenos y hormonas de crecimiento sistémico (fitohormonas). Entre los primeros se tienen:



Con la aplicación de arboricidas se logra la desvitalización de hasta el 100% de los individuos tratados; además, el proceso de decadencia es más rápido, comparado con la no aplicación de químico

- Arseniato de sodio (NaAsO_2). Es muy efectivo y barato, pero altamente tóxico para humanos y animales. Se aplica generalmente en solución acuosa (20-40%) con brocha, con aceitera en las incisiones o mediante botellas en las perforaciones. Como medida preventiva es indispensable usar guantes, vestimenta especial y mascarillas. La dosis recomendada es 60 g por metro de perímetro del árbol.
- Aceite diesel. La aplicación con botellas de 75 ml en perforaciones distanciadas de 0,5 m demostró ser efectiva.

También se han observado efectos arboricidas con el carburo de calcio, por lo que puede usarse de manera experimental. Otra alternativa es la sal de arsénico, que tiene un efecto localizado y quemante (de contacto), pero no es eficiente con algunas especies y es altamente contaminante para el ser humano y para el ambiente en general.

Con algunas especies, los venenos no han sido eficaces y se han reemplazado por fitohormonas; estas causan trastornos en el metabolismo de las plantas, lo cual las puede llevar a sucumbir. Generalmente se utiliza ácido diclorofenóxico acético (2-4 D) y ácido triclorofenóxico (2-4-5 T). El primero es conocido comercialmente como 'Tordón'; Quirós y Finegan (1994) aplicaron Tordón al 2,5% en solución de diesel sobre el anillo de los árboles tratados; el monitoreo de la respuesta reveló que al tercer mes la decadencia total (muerte al 100%) se logró en las especies suaves; entre los siete y doce meses decayeron las especies semiduras y las duras, excepto *Hirtella triandra* y *Pouteria campechana*; pero a los dos años de aplicado el tratamiento se había alcanzado una mortalidad del 100%.

El ácido triclorofenóxico también es un producto sistémico; el producto comercial presenta contaminación con sustancias cancerígenas (agente naranja), producidas colateralmente en el procesamiento industrial. El producto permanece por muchos años en el ecosistema, contaminando vías de agua y envenenando peces. Este producto también es tóxico para los mamíferos.

En el mercado se encuentra un producto equivalente al 2-4-5-T llamado Garlon 4 (triclopyr), que químicamente se conoce como 3,5,6-tricloro-2-piridinil-oxiacético. Este, aparentemente, no presenta problemas de contaminación con sustancias cancerígenas. Según Vásquez (1996), es de toxicidad baja para la vida silvestre, en el suelo presenta una vida media de 46 días. Su toxicidad oral aguda¹ es de 713 mg/kg; irrita los ojos y la piel. Como arboricida se recomienda usar en dosis de 0,5% a 1% volumen a volumen disuelto en agua o diesel.

También se emplea el Glyfosato, conocido comercialmente como Roundup y cuyo nombre químico es Sal Isopropilamina de N (fosfonometil) glicina. Este químico también es sistémico y se adhiere a la micela coloidal; es susceptible a la descomposición microbiana, tiene un efecto residual bajo y una toxicidad oral aguda de 4900 – 5600 mg/kg, por lo que se clasifica en el grupo de menor toxicidad, ya que no es cancerígeno y su impacto ambiental es reducido.

¹ LD 50 (dosis letal media, equivale a la cantidad tóxica necesaria para causar la muerte del 50% de una población animal. Los valores se dan en miligramos de compuesto químico por kilogramo de peso del organismo bajo prueba, según Alemán 1991).



Vásquez (1996) determinó la eficiencia y costos de aplicación de dos productos en un tratamiento de liberación en un bosque natural en Costa Rica. Las dosis empleadas fueron 0,5%, 1,5% y 2,5% para Garlon 4 en solución diesel, y 15%, 20% y 25% de Roundup en solución acuosa. Se encontró que Roundup presenta los mejores resultados; no se observaron diferencias entre la respuesta atribuible a las diferentes concentraciones por lo que se recomienda aplicar el producto a un 15%, la menor de las concentraciones ensayadas.

A continuación se presenta un ejemplo de dosificación y rendimiento para la aplicación de un arboricida a base de glyphosato en una operación de envenenamiento.

Glifosato, solución acuosa:	36%
Número de árboles:	100
Área basal:	15,08 m ² /ha
Diámetro promedio	44 cm
Total de arboricida ingrediente activo	1,28 litros
Arboricida i a por m ² : (G)	8,5 cl/m ²
Concentración de la solución	5%
Volumen de solución/m ² :	1,7 l/m ²
Solución para 100 árboles:	25,6 litros

En la Amazonía peruana, Maruyama y Carrera (1989) realizaron un ensayo de anillamiento con hacha o machete; se cortó una banda de 15 a 20 cm de ancho en cada árbol y aplicaron tres diferentes concentraciones de glicerofosfato: 1/3, 1/4,5 y 1/6 V/V en agua. El tratamiento se aplicó en 68, 90 y 78 árboles, respectivamente.

Los resultados mostraron que un 50% de los árboles anillados pero sin arboricida murieron después de 26 meses, mientras que los individuos anillados y con diferentes concentraciones de arboricidas sucumbieron antes (Cuadro 5.4). Las pruebas estadísticas mostraron que el diámetro de los árboles anillados no afecta la mortalidad.

Cuadro 5.4. Respuesta de los árboles al anillamiento y envenenamiento después de 2, 7 y 26 meses en un bosque de la Amazonia peruana.

Período	Tratamiento	Daño (estado %)				
		Normal	Ligero	Medio	Severo	Muerto
2 meses	A	10.3	35.3	41.2	13.2	0.0
	B	20.0	35.6	34.4	6.7	3.3
	C	21.8	52.6	23.1	2.6	0.0
	Control	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
7 meses	A	5.9	30.9	26.5	19.1	17.6
	B	33.3	22.2	11.1	14.4	18.9
	C	33.3	29.5	16.7	9.0	11.5
	Control	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
26 meses	A	0.0	8.8	2.9	1.5	86.8
	B	3.3	8.9	6.7	3.3	77.8
	C	2.6	10.3	11.5	3.8	71.8
	Control	6.7	16.7	16.7	0.0	50.0

Concentración de Glyphosate V/V en agua: A, 1/1; B, 1/4.5; C, 1/6; Control, 0.



En el cuadro 5.5 se presentan las características de los herbicidas de mayor utilidad como arboricidas.

Cuadro 5.5 Características de los arboricidas más comúnmente recomendados

Nombre	Ingrediente activo	Nombres comerciales	Acción biocida/ Modo acción	Toxicidad humana	Comportamiento ambiental	Aspectos legales y restricciones
Arseniato de sodio	Arsenico	Arseniato de sodio		Altamente tóxico Oncogenicidad Teratogenicidad Mutagenicidad	Tóxicos peces, aves, invertebrados acuáticos	Prohibidos todos los arsenicales en Costa Rica por su alta toxicidad, a partir de mayo de 1998.
2-4, D	2-4,D	Chapeador/ Esteron Hedonal/ Herbazol Aminamart 720 Fermoxone Formula 40/ Malexon Superior/ Davnil Hormonil/ Rimaxil 48 Fenoxal/ Expro	Herbicida sistémico	Moderadamente tóxico Neurotoxicidad Oncogenicidad Bronquitis Neumoesclerosis Nefrotóxico Hepatotóxico Componente de Agente Naranja Bioacumulación ligera -alta	Movilidad ligera-alta en suelo	Registrado en Centroamérica Restringido en USA Prohibido en Suecia
2,4,5-T	2,4,5-T	2,4,5-T/ Weedar Weedone	Herbicida sistémico	Extremadamente peligroso Neurotoxicidad Mutagenicidad Oncogenicidad Teratogenicidad Efectos reproductivos Formó parte de Agente Naranja	Alta toxicidad en peces, aves Persistente en el ambiente Bioacumulativo	Prohibido en toda Centroamérica
Garlon	Triclopir	Garlon	Herbicida selectivo y sistémico	Tóxicidad crónica no estudiada	Toxicidad de ligera a moderada Extrema movilidad suelo	Registrado Costa Rica
Roundup	Glifosato	AZ Rondo/ Atila Bophi/Evigras Fersato/Látigo Pillaround/ Rambo Touchdown	Herbicida sistémico	Acción tóxica no clara Tóxicidad crónica no determinada	Toxicidad alta en peces Persistencia mediana en suelo	Registrado Costa Rica

Fuente: Elaborado con base en : Universidad Nacional, 1998. Manual de Plaguicidas. Guía para América Central. Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas, Universidad Nacional. Chaverri, F. 1999. Comunicación Personal. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.



En esta sección hemos:

- Presentado diferentes productos químicos que se usan para el envenenamiento de los árboles y establecido que los más recomendables son los herbicidas sistémicos (fitormonas).
- Analizado las ventajas y desventajas de esta técnica de manejo forestal.
- Establecido los casos puntuales en los que el envenenamiento es necesario.

5.5 Bibliografía

- Alemán, F. 1991. Manejo de malezas (texto básico). Managua, Nicaragua. 164 p.
- AMIPFAC. 1985. Curso de orientación para el buen uso y manejo de plaguicidas. Asociación Mexicana de la Industria de Plaguicidas y fertilizantes, México D. F. 374 p.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Rossdorf, Alemania, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 335 p.
- Maruyama, E; Carrera, F. 1989. Girdling of trees supplemented with applications of Glyphosate in line planting in the Peruvian Amazonic Zone. Journal of the Japanese Forestry Society. 71(9):369-373.
- Pinelo, G. 1997.
- Quirós, D.; Carrera, F. En Prensa. Técnicas de silvicultura para bosques latifoliados naturales tropicales.
- Quirós, D.; Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Serie Técnica. Informe técnico 225. 25p.
- Quirós, D. 1999. Efectos de la desvitalización de árboles sin aplicación de arboricidas mediante tratamientos silviculturales en bosques húmedos latifoliados. Actas de la IV Semana Científica, del 6 al 9 de abril de 1999. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Pp. 303-306
- Quirós, D. 1998. Prescripción de un tratamiento silvicultural en un bosque primario intervenido de la zona atlántica de Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Serie de Notas Técnicas Manejo Forestal Tropical no. 5. 12 p.
- Quirós, D. En Prensa. Efectos de la desvitalización de árboles mediante tratamientos silviculturales en bosques latifoliados húmedos.
- Schwyzler, A. et al. Sin fecha. Utilización del anillado de árboles en los tratamientos silviculturales de un bosque húmedo tropical. Proyecto de Asentamiento Rural Integral Jenaro Herrera, Iquitos, Perú. Boletín Técnico no. 8. 15 p.
- Vásquez, J. 1996. Aplicación y evaluación de la eficiencia inicial y los costos de dos herbicidas en un tratamiento silvicultural de liberación post- aprovechamiento de un bosque muy húmedo tropical pantanoso en Limón, Costa Rica. Tesis M.Sc. Turrialba, C. R., CATIE. 119 p.
- Veríssimo A. et al. 1998. Floresta para sempre; um manual para a produção de madeira na amazonia. Bélem, Para, Brasil. 150 p.



Capítulo 6

Levantamiento de información y toma de decisiones

- 6.1 Inventario forestal
- 6.2 Muestreos Silviculturales
- 6.3 Parcelas Permanentes de Medición
- 6.4 Bibliografías

Bastiaan Louman

Regeneración de caoba en un sitio en proceso de recuperación seis años después del abandono de actividades agrícolas en Copén, Honduras.
Foto: Bastiaan Louman



Levantamiento de información y toma de decisiones

En la silvicultura se dan varios momentos en los cuales se necesita recoger información sobre el bosque para tomar decisiones importantes sobre las actividades a aplicar (ver Fig. 3.3). Durante el siglo XX se desarrollaron varios métodos para recolectar esta información, los cuales discutiremos en este capítulo. El más común de ellos es el inventario general, un levantamiento ordenado de datos sobre la composición florística y la estructura del bosque. Como vimos en el capítulo sobre sistemas silviculturales, actualmente este inventario es la principal herramienta para estimar el ciclo de corta, el DMC y la intensidad de corta de un sistema silvicultural para bosques latifoliados húmedos tropicales.

Con los inventarios, se debe procurar que la información generada sea representativa y confiable. Demasiadas veces se aceptan los resultados de inventarios como la última palabra sobre la composición del bosque, cuando en realidad los datos fueron basados en muestreos con diseños equivocados. También a menudo ocurren errores en el procesamiento de los datos. Con este capítulo se busca contribuir a la capacidad de los profesionales y técnicos para reconocer errores graves en los resultados de los inventarios y corregirlos cuando sea posible. Para mayores detalles sobre este tema recomendamos estudiar el documento "Inventarios forestales" (Ortiz 2001).

Aunque el censo comercial es un tipo de inventario muy importante para la planificación del aprovechamiento, lo consideramos como parte integral del aprovechamiento de impacto reducido, el cual será el tema de otra publicación de esta serie. En ésta, analizaremos los muestreos que deben apoyar la toma de decisiones sobre los tratamientos por aplicar y sobre los ajustes al marco silvicultural. Los aspectos de representatividad y confiabilidad de los datos mencionados en relación con el inventario general, también aplican a la interpretación de los muestreos. Sin embargo, el uso de los datos generalmente es empírico, y en la práctica rara vez se calculan, por ejemplo, los diferentes estadísticos relacionados con la variabilidad de los datos.

Se espera que al final del capítulo los lectores tendrán suficiente conocimiento de los diferentes muestreos para que puedan aplicarlos e interpretar sus resultados para poder recomendar tratamientos silviculturales específicos en diferentes situaciones.

6.1 Inventario forestal

El inventario forestal juega un papel importante en la toma de decisiones en el manejo forestal y la silvicultura, ya que provee los datos iniciales y -en bosques pocos conocidos- a menudo los únicos datos a partir de los cuales el silvicultor fija el marco silvicultural que debe llevar a cumplir con los objetivos de los dueños o usuarios de los bosques a manejar. Por esta razón, vale la pena profundizar en los aspectos más relevantes de los inventarios forestales, que pueden influir en la interpretación de sus resultados.



6.1.1 Inventario total

¿Qué es un inventario? En algunas ocasiones es necesario saber con exactitud con qué cosas o recursos contamos. Por ejemplo, ¿cuántos compañeros tiene usted en su clase universitaria?, ¿cuántos de ellos son altos (más de 1,80 m)?, ¿cuántos necesitan anteojos?. El conteo de los compañeros y la clasificación a partir de diferentes parámetros son actividades de un inventario: establecer el valor de una variable con base en un promedio de un conjunto de todas las posibles observaciones de esa variable (población) y su variabilidad. Cuando estas cosas, personas o recursos son pocos y se concentran en un mismo lugar es fácil contar todas las unidades (la población); este se llama un inventario total al 100%.

Entonces, en su clase se puede contar el número de compañeros y medir la altura de cada uno, sumar los datos y, en el caso de la altura, dividir los resultados por el número de estudiantes. Los resultados son precisos, y cada repetición del "inventario" brindará los mismos resultados.

Un ejemplo: La clase tiene 25 estudiantes, 15 de los cuales necesitan anteojos. Sus alturas (en metros) son: 1,57; 1,75; 1,68; 1,66; 1,62; 1,55; 1,79; 1,82; 1,67; 1,75; 1,84; 1,69; 1,63; 1,65; 1,59; 1,56; 1,85; 1,66; 1,77; 1,46; 1,72; 1,77; 1,66; 1,57; y 1,74. Si representamos en forma tabular los resultados del inventario se verían como se muestra en el cuadro 6.1.

Cuadro 6.1 Clasificación de los estudiantes de la clase con base en los parámetros evaluados

Grupo o estrato	Número de estudiantes	Total	Promedio
Número de estudiantes	25	25	-
Altura mayor a 1,8 m	3	5,51 m	1,8374 m
Con anteojos	15	15	3 de cada 5 estudiantes tienen anteojos

El conteo y las mediciones se podrían repetir cuantas veces se quiera, y siempre se tendrán los mismos resultados: 25 estudiantes, 3 de los cuales tienen una altura mayor a 1,8 m (promedio: 1,837 m), y 15 tienen anteojos. Se podrían encontrar algunas diferencias por errores de medición, pero no por variaciones en las unidades (estudiantes) medidas o contadas.

Ahora bien, si la medición se extendiera a toda una universidad, el conteo tomaría mucho más tiempo, y más todavía si se incluyeran todas las universidades de un país. Si tuviéramos que hacer un inventario de 10 universidades con escuelas forestales con un total de 5000 estudiantes, no sería posible hacerlo en un día, o tendríamos que contratar personal para hacerlo simultáneamente en todas las universidades. En este caso sería un ejercicio muy caro. Para mantener los costos bajos, y el tiempo del ejercicio limitado a un día, se pueden escoger algunas universidades y contar y medir los estudiantes de algunas clases de las universidades escogidas. En otras palabras, realizaremos un muestreo.



6.1.2 Muestreo

Un muestreo significa que utilizaremos los totales y promedios de una parte para estimar los totales y el promedio de toda una población. Cada muestra que tomemos probablemente nos va a dar otros promedios y totales. Entonces, ¿cómo podremos saber si el promedio o el total de una muestra nos da una buena indicación del promedio y total de todos los estudiantes de las 10 universidades. Tenemos que asegurar que la muestra usada para nuestro análisis incluye (casi) toda la variación en alturas de los estudiantes de las 10 universidades (es representativa). Además, las repeticiones del muestreo deben dar resultados muy similares al del primer muestreo (es confiable). Esto significa que necesitamos establecer un tamaño de muestra lo bastante grande para incluir toda la variabilidad, y que tenemos que escoger las unidades de muestreo (estudiantes) de manera que se excluya sesgo por determinados tipos de estudiantes (por ejemplo, no solo clases de primer o último año).

Cada silvicultor que necesita proponer actividades silviculturales para manejar un bosque tiene que conocer su bosque: la estructura (distribución de individuos y tamaños por clases de edad o de tamaño) y su composición florística. Sin embargo, el número de individuos dentro del bosque es demasiado grande para medirlos todos. Por ello se tiene que realizar un inventario en forma de muestreo.

En esta sección resumimos los conceptos principales del diseño, procesamiento y análisis de inventarios forestales generales que nos garantizan un nivel aceptable de representatividad y confiabilidad. Los diferentes conceptos y variaciones de estos para situaciones específicas se tratan en más detalle en los textos sobre inventarios.

Con el muestreo registramos las características de una parte del bosque para estimar las características de todo el bosque

En los bosques húmedos tropicales latifoliados las unidades de muestreo son parcelas, la población total es el número total de parcelas que conforman el bosque, si se realizara un inventario total. Por ejemplo, si cada parcela tiene un tamaño de 1 ha, un bosque de 3000 hectáreas tendría una población de 3000 parcelas. Las preguntas principales que queremos resolver en las siguientes secciones son, ¿qué tamaño deben tener mis parcelas?, ¿cuántas de estas parcelas debo incluir en mi muestreo?, y ¿cómo debería escogerlas para que el muestreo sea representativo (el inventario refleja bien la realidad del bosque) y confiable (garantizar que una repetición del muestreo dé los mismos resultados que el primero)?

6.1.3 Representatividad

La representatividad del inventario depende del diseño: el tamaño y la forma de las parcelas, la distribución de las parcelas en el terreno, la estratificación, y el número de parcelas por estrato o tamaño de la muestra. Por supuesto, es muy importante que las mediciones que hacemos en estas parcelas, como la medición del dap, sean correctas y sigan las indicaciones del manual que tenemos que preparar para cada inventario.



6.1.3.1 Tamaño y forma de la parcela

La representatividad de cada parcela es importante, en particular en inventarios con pocas parcelas. Synnott (1979) recomienda parcelas cuadradas de 1 ha como Parcelas Permanentes de Medición (PPM), las cuales son una forma de inventario detallado y continuo. Para inventarios forestales generalmente se usan parcelas rectangulares. En un estudio en Guatemala se encontró que parcelas de 0,6 ha eran bastante representativas del bosque de Petén, ya que albergan aproximadamente el 50% de las especies del bosque, con un coeficiente de variación (CV%¹) cercano al mínimo para este bosque (Fig. 6.1). Ahí el tamaño óptimo puede variar para cada bosque, dependiendo de la diversidad y escala de renovación del bosque (tamaño de ecounidades, ver capítulo 2 sobre ecología). En Costa Rica se utilizan áreas de 0,3 ha con resultados muy satisfactorios en los bosques de bajura. Ahí el uso de parcelas más grandes podría traer problemas de ubicación, por la superficie pequeña de los bosques productivos (generalmente menos de 300 ha).

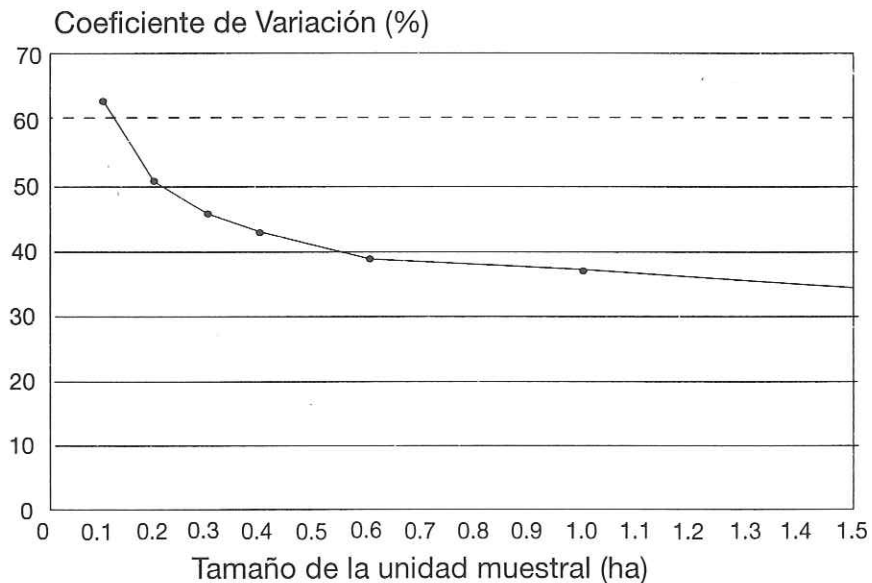


Fig. 6.1. Curva área - coeficiente de variación respecto del volumen comercial de todas las especies (dap \geq 25 cm) para el bosque primario en Arroyo Colorado, Petén, Guatemala (tomado de Carrera 1996).

Los tamaños de parcelas mencionados se refieren a las parcelas enteras de los inventarios. En general se ocupan sólo para tomar los datos generales y contar y medir los árboles maduros a partir de un cierto diámetro. En Costa Rica, por ejemplo, se miden todos los árboles a partir de 30 cm dap en parcelas de 0,3 ha (30 x 100 m), en Honduras a partir de 50 cm dap en parcelas de 0,1 ha (20 x 50 m), y en Nicaragua a partir de 40 cm dap en parcelas de 1 ha (20 x 500 m; aunque aquí el tamaño de las parcelas puede variar de un proyecto a otro). Para los fustales (de 10 cm dap al tamaño mínimo para

¹ El coeficiente de variación es una expresión de la magnitud de la variabilidad de los datos en relación al valor promedio de la variable estudiada (ver sección 6.1.4.2. más adelante).



incorporar el árbol en la clase madura) se utilizan parcelas más pequeñas, a menudo aproximadamente una quinta parte de la parcela grande (en Honduras, 0,02 ha). En Honduras, además, se miden latizales altos (de 5 a 9,9 cm dap) en parcelas de 0,002 ha (Fig. 6.2). En El Petén, Guatemala, el tamaño común de las parcelas principales es de 1 ha, divididas en subparcelas de 0,05 ha. Para las concesiones comunitarias se midieron los árboles a partir de 25 cm dap, y todos los individuos de 10 a 25 cm dap en cuatro de las subparcelas.

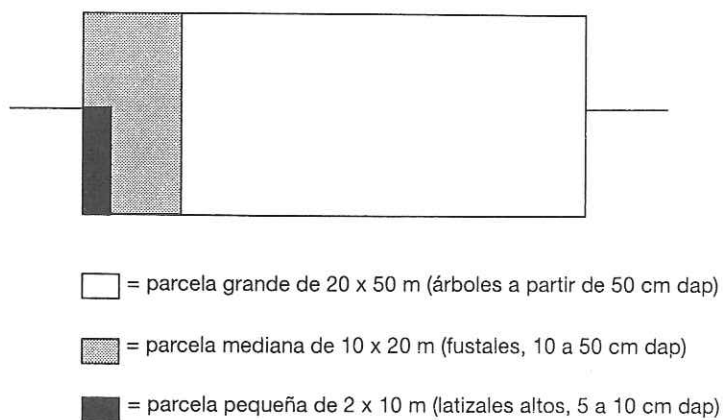
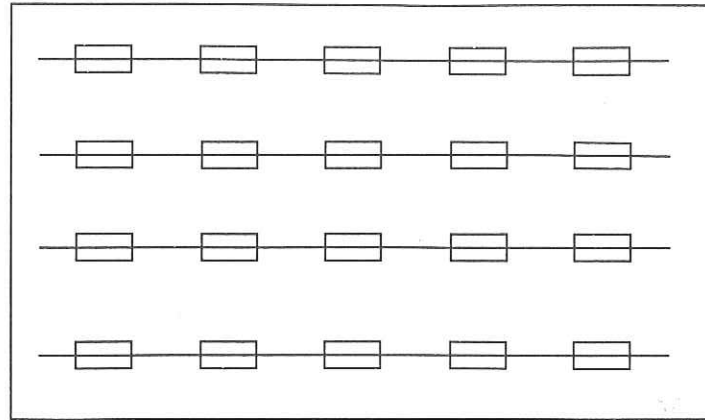


Fig. 6.2 Diseño de una parcela de un inventario forestal en Honduras

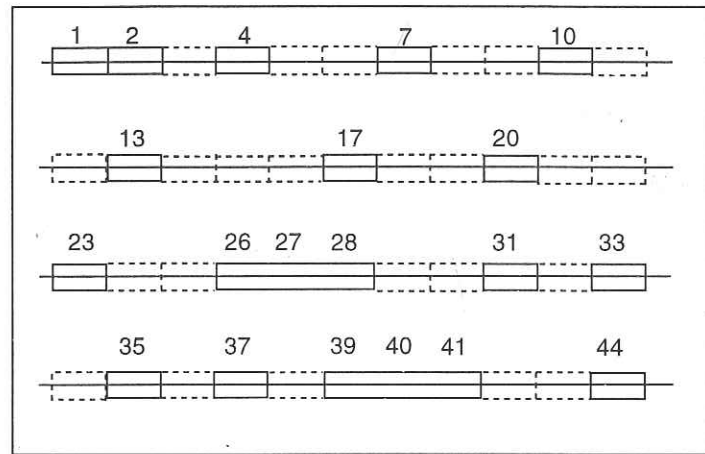
Los tamaños pequeños aumentan el efecto de borde: por unidad de área muestreada los límites de las parcelas son más largos. Generalmente no se establecen los límites en forma visual, sino que se estima la distancia entre ciertos árboles y la línea del inventario, y a veces, los árboles están muy cerca del límite. Particularmente con árboles grandes, y a pesar de los lineamientos expuestos en los manuales de inventarios sobre cuáles árboles considerar dentro de una parcela, a menudo se da un sesgo a incluir los árboles ubicados en los bordes, aunque más del 50% de su base esté afuera de la parcela. Las parcelas de 20 x 50 m tienen 140 m de borde por hectárea, o sea que el muestreo de 1 ha (10 parcelas) conlleva un borde de 1400 m. Una sola parcela de 1 ha de 20 x 500 m tiene 1040 m de borde. Entonces el riesgo de obtener estimaciones sesgadas es casi 35% mayor en parcelas de 0,1 ha que en las de 1 ha. Este tipo de sesgo, sin embargo, disminuye significativamente en bosques con buena visibilidad, donde los límites de las parcelas se determinan fácilmente.

Debido a lo expuesto anteriormente, es difícil dar recomendaciones generales sobre el tamaño de las parcelas, pues éste depende de las condiciones del bosque: en aquellos con buena visibilidad, puede ser mejor tener muchas parcelas pequeñas bien distribuidas. En bosques con acceso difícil, puede ser necesario tener más parcelas grandes. En bosques más diversos puede ser necesario establecer parcelas más grandes que en bosques más homogéneos; aunque también un mayor número de parcelas pequeñas podría resultar en una representatividad aceptable.

Para saber cuál es el tamaño óptimo de las parcelas lo recomendable es hacer un estudio para cada tipo de bosque. Terán (1997) describe una metodología para este tipo de estudio, basada en una malla de parcelas continuas propuesta por Greig-Smith (1952).



(a)



(b)

Fig. 6.3 Distribución sistemática (a) y combinada (b, líneas sistemáticas, parcelas al azar) de parcelas para un inventario forestal.

6.1.3.2 Distribución de las parcelas en el terreno

Generalmente, se puede asegurar una buena distribución de las parcelas usando un diseño sistemático que coloca las parcelas en líneas o fajas equidistantes. Las parcelas se pueden ubicar dentro de las líneas en forma sistemática o al azar (Fig. 6.3). Para la ubicación de las parcelas en forma aleatoria dentro de las líneas se dividen las líneas en parcelas continuas, enumeradas en forma consecutiva. En Fig. 6.3 b, por ejemplo, hay cuatro líneas que podrían contener 11 parcelas cada una. Estas parcelas potenciales se enumeran de 1 a 44, y se escogen al azar (por ejemplo, con papeles numerados en una gorra) 20 parcelas que son las que se van a muestrear (parcelas 1, 2, 4, 7, 10, 13, 17, 20, 23, 26, 27, 28, 31, 33, 35, 37, 39, 40, 41 y 44 en Fig. 6.3 b).

Cuando se usan parcelas de 0,1 ha (como en los bosques latifoliados de Honduras) se puede garantizar una buena representatividad si se aumenta el número de parcelas y se distribuyen bien en el campo. Sin embargo, el proceso de revisión de Planes Generales de Manejo en Honduras ha indicado que esto no siempre ocurre: a veces el número de parcelas es inadecuado, o su distribución se limita a una parte del bosque.



En bosques que del punto de vista geográfico o administrativo se pueden dividir en varios sectores, o que son muy grandes, se puede realizar un diseño en conglomerados (Fig. 6.4). Este diseño tiene como ventaja que disminuye los costos de campo, ya que permite hacer las parcelas del inventario en forma concentrada en varios sitios representativos de los sectores que se quiere inventariar. Para una discusión más detallada de los diferentes diseños de inventarios ver Ortiz (2001).

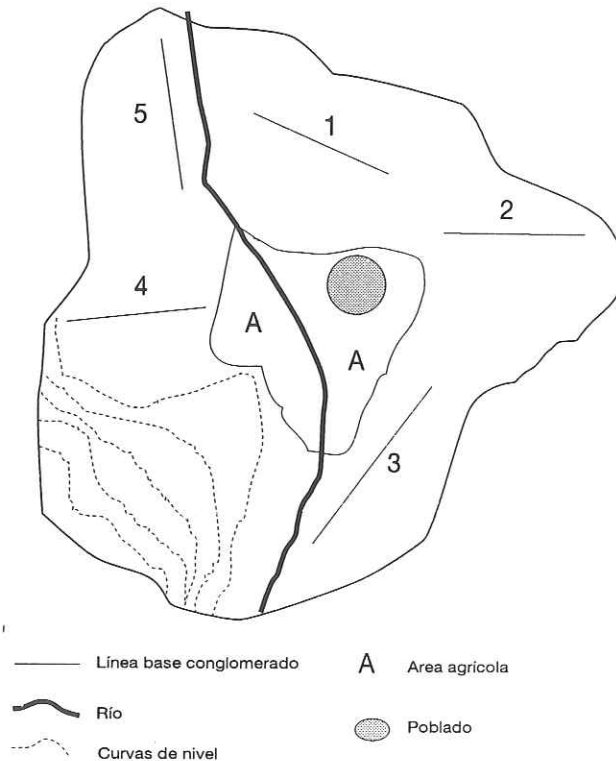


Fig. 6.4. Ejemplo de un diseño con conglomerados. Cada conglomerado consiste de un número de (sub)parcelas, los valores de las cuales se juntan para considerarlos como resultados de una sola parcela durante el análisis estadístico.

6.1.3.3 Estratificación

La estratificación es muy importante para obtener una mayor precisión en la estimación de los datos promedios de la estructura del bosque. La estratificación identifica áreas de bosques que se distinguen por características biofísicas y/o composición florística y estructura de la vegetación. Las parcelas del inventario en los diferentes estratos deben diferir más entre sí que las parcelas dentro de un mismo estrato.

Es importante tener una descripción clara de los estratos, con características fácilmente reconocibles en el bosque mismo. Así es posible verificar en el campo la estratificación inicialmente realizada con base en fotos aéreas o imágenes de satélite.

Podemos clasificar el bosque según variables que fácilmente se distinguen en las fotos; por ejemplo, altura del dosel principal o densidad del bosque. Si solo estratificamos con base en fotos aéreas, sin embargo, puede ocurrir que los estratos diferenciados en las fotos no corresponden con diferencias en vegetación o necesidades de manejo. En los bosques latifoliados tropicales de Honduras se aplica una estratificación de bosque joven y maduro; en Nicaragua, se clasifica desde bosque alto denso hasta bajo ralo. El bosque, sin embargo,



consiste de un mosaico de ecounidades (ver capítulo 2), cada una de las cuales tiene su propia estructura y su propia fase de desarrollo, pero todas están interrelacionadas. Las diferentes fases de desarrollo y densidades de la vegetación que ocurren dentro de estos mosaicos, no necesariamente reflejan diferencias en sitios, ni en necesidades de manejo. Una estratificación en bosque joven o maduro, entonces, puede causar confusión en el campo y errores en la interpretación de los datos. En el caso del bosque de la costa norte de Honduras, por ejemplo, podemos encontrar áreas de manejo que abarcan sitios desde 400 a 1200 msnm. La estratificación recomendada por el Estado permite distinguir tres estratos: maduro, maduro en cimas y joven. Sin embargo, un análisis de este bosque reveló que entre los estratos joven y maduro hay menos diferencias que entre diferentes sitios del área de manejo. Esto probablemente se debe a que la estratificación oficial junta en un solo estrato parcelas que en realidad pertenecen a otros tipos de bosque, mientras que parcelas clasificadas como bosque joven, en realidad forman parte del mismo tipo de bosque que las parcelas cercanas del bosque maduro, con una composición florística similar, pero con otra fase de desarrollo.

Los criterios utilizados para la estratificación deben ser funcionales para el manejo

Para que la estratificación sea útil para el manejo, recomendamos estratificar primeramente según el tipo de bosque; seguidamente podemos, si fuera necesario, subdividir estos tipos de bosque de acuerdo a fases de desarrollo. Esto implica que debemos buscar características del bosque que se relacionen con diferencias de sitio, relevantes para el manejo, para obtener una estratificación útil. La ocurrencia de inundaciones es un buen ejemplo de tales características, ya que a menudo afecta la composición florística y siempre limita el acceso al bosque durante el período que el bosque está inundado. Los Cuadros 6.1 y 6.2 muestran ejemplos de una estratificación operacional para un área de manejo en La Mosquitia de Honduras y una concesión en La Mosquitia de Nicaragua.

La ventaja de tener una estratificación basada en sitios es que a menudo coincide con diferencias en composición de especies, lo cual puede generar requisitos diferentes de manejo. Por ejemplo, un estrato relativamente rico en caoba (*Swietenia macrophylla*) con otras especies que requieren un alto grado de iluminación durante sus primeras fases de desarrollo (por ejemplo, el estrato E-II del cuadro 6.2) puede recibir tratamientos silviculturales para abrir el dosel significativamente. El estrato vecino, que no tiene estas especies, (por ejemplo, el estrato E-I) recibirá un tratamiento menos intensivo (ver Capítulo 4 sobre tratamientos). También existen diferencias en relación con el aprovechamiento entre los dos estratos: en E-II se aprovecharía casi solo caoba, actualmente la única especie con valor en el mercado para cubrir los costos de extracción y transporte. En E-I actualmente no se aprovecha nada; sin embargo, hay un potencial grande para el aprovechamiento de caobilla (*Carapa guianensis*) en el momento en que el mercado acepte la madera de esta especie.



Cuadro 6.1. Estratificación de un bosque latifoliado tropical húmedo en La Mosquitia, Honduras según las normas técnicas de la Administración Forestal del Estado (AFE-COHDEFOR) y el plan general de manejo.

AFE	PGM	Descripción
L2	E - I	Bosque latifoliado maduro de zonas bajas sujeto a inundaciones y con dificultad de drenaje rápido. Las especies predominantes son rahua pata (<i>Miconia argenta</i>), lempura (<i>Cachipourea guianensis</i>) y palmiche (<i>Euterpe</i>). En algunas zonas, especialmente el sur del área de manejo, se presenta con alta frecuencia el cedro macho; caoba y laurel son muy escasos pero pueden ocurrir en las transiciones con el estrato 2.
L2	E - II	Bosque latifoliado de galería con buena capacidad de drenaje con algunas afloraciones rocosas. Suelo arcilloso. Las especies predominantes son caoba y laurel; cedro macho y cedro real muy limitados. Este tipo de bosque se localiza preferentemente en partes planas aledañas a los cerros en una faja de ancho variable donde se han formado estratos arbóreos más altos. En estos sitios el agua permanece menos tiempo (buen drenaje) y la abundancia de nutrimentos es mayor.
L2	E - III	Bosque latifoliado maduro de crestas o superficies rocosas. Alta presencia de limsi (<i>Bursera simaruba</i>) y cedro real; cedro macho y caoba prácticamente no ocurren en este estrato. Los árboles crecen sobre la roca desnuda; la presencia de suelo es nula. Este estrato se propone como una zona de aprovechamiento restringido y supervisado para evitar daños ecológicos irreversibles.
L2	E-VI	Bosque de áreas más bajas que el estrato II, normalmente permanece inundado periodos mayores. Es un bosque más abierto y con menor concentración de árboles altos. Esta representada la mayoría de especies pero ninguna tiene mayor representatividad que las otras.
L1	E-V	Bosque formado por especies con tolerancia a terrenos inundados; a este tipo de vegetación se le conoce como monte de llano en La Mosquitia. Las especies principales son rahua pata, kuzualama (<i>Amanoa guianensis</i>), lempura (<i>Cassipourea</i>), palmiche (<i>Euterpe</i>). Las superficies en este estrato permanecen la mayor parte del año inundadas. Los árboles no tienen un crecimiento normal; el aspecto es el de un bosque secundario permanente.

L2 = Bosque latifoliado maduro L1 = Bosque latifoliado joven E = Estrato.
Fuente: MOPAWI et al. 1998

Cuadro 6.2. Estratificación preliminar de un bosque latifoliado húmedo tropical en la RAAN, Nicaragua

Estrato	Descripción
Bosque mediano con sotobosque denso (BmSd)	Alta presencia de palmas, árboles pequeños y arbustos con copas frondosas, además de árboles medianos a grandes (>15 m) en un dosel abierto e irregular y un dosel inferior de árboles pequeños y palmas relativamente denso. Terreno más o menos plano, con muchas quebradas secas que no influyen mucho en la estructura del dosel.
Bosque mediano con sotobosque ralo (BmSr)	Dosel superior muy parecido al estrato anterior en estructura. Sin embargo, el dosel inferior es abierto; en las fotos a menudo se ve el suelo expuesto o con hierbas. Se encuentra en áreas de pendiente.
Bosque alto denso (Bad)	Bosque con dosel superior irregular de árboles grandes. Se encuentra a las orillas de los ríos y difiere de estratos BmSd y BmSr por la evidencia de los cauces de agua antiguos o temporales que causan aperturas en el dosel
Bosque bajo denso (Bbd)	Existe un dosel superior denso y relativamente regular de árboles (<15 m) con copas pequeñas, frondosas. En las fotos parece más oscuro, posiblemente áreas húmedas, inundadas parte del año. Generalmente plano.
Matorral (M)	Bosque claramente afectado por actividades agrícolas. Vegetación secundaria leñosa con muy pocos árboles maduros

Fuente: Archivos CATIE-TRANSFORMA y MADENSA 1999.



La verificación en el campo de la estratificación se debe hacer en primera instancia mediante un recorrido de áreas claramente reconocibles en las fotos usadas para la estratificación preliminar. Además, se puede usar el inventario para una verificación de los límites de los estratos. Para este fin, se necesita un diseño sistemático, con parcelas lo bastante grandes para caracterizar la vegetación, pero no tan grandes como para cruzar el límite entre dos estratos. Por ejemplo, las parcelas de 0,1 ha son demasiado pequeñas para este fin, ya que fácilmente pueden ser dominadas por una sola ecounidad en una fase de desarrollo (por ejemplo, un claro reciente) que no necesariamente refleja el estado del bosque. Sería erróneo, clasificar esta parcela como parte de un bosque joven, mientras que el bosque a su alrededor claramente contiene individuos maduros. Por otro lado, una parcela de 1 ha, con dimensiones de 20 x 500 m puede ser demasiado grande para verificar los límites de la estratificación, ya que es más probable que la parcela cubra más de un estrato. Por medio de estudios se puede identificar el tamaño óptimo de las parcelas para cada tipo de bosque (ver también acápite 6.1.3.1, Forma y tamaño de la parcela). Desafortunadamente, para la mayoría de los tipos de bosque en América Central todavía no existen estos estudios.

6.1.3.4 Tamaño de la muestra

El tamaño de la muestra es el área acumulada de todas las parcelas. Entre más grande el tamaño de la muestra, mayor es la representatividad de los datos (y generalmente también la confiabilidad). Esta relación entre tamaño de la muestra y tamaño del bosque a inventariar se expresa en forma de una intensidad en porcentajes:

$$\frac{\text{Tamaño parcela (ha)} * \text{número de parcelas}}{\text{Tamaño bosque a inventariar (ha)}} * 100\% = \text{intensidad (\%)}$$

Una intensidad mayor significa mayores costos. En general se trata de establecer una intensidad mínima, suficiente para que los resultados del inventario muestren una variabilidad aceptable (error de muestreo). Esta variabilidad la discutiremos en la siguiente sección.

6.1.4 Confiabilidad

El cálculo de la confiabilidad de los datos de un inventario es básicamente un asunto estadístico y no intentaremos entrar en detalles aquí. Los lectores que tengan mayor interés en el tema pueden consultar Prodan *et al.* (1997) y el texto de inventarios forestales que se publicará en esta misma colección. Aquí solo presentamos un resumen de las estadísticas más importantes, adaptado del trabajo de Carrera (1996) y Ortiz (2001).

Vamos a analizar la confiabilidad de los datos de diez parcelas de 1 ha cada una de un inventario en La Mosquitia, Nicaragua. Esta información es el resultado de un muestreo preliminar que nos va a dar alguna idea sobre el bosque, y nos permitirá calcular el tamaño del muestreo definitivo para el bosque de 1500 ha. En realidad, el inventario ya se hizo; las diez parcelas fueron seleccionadas para fines de este ejemplo.

El Cuadro 6.3 muestra el número de árboles por hectárea de todas las especies por clase diamétrica, y el Cuadro 6.4 el área basal por hectárea. Los datos nos dicen que



es un bosque muy ralo (G promedio por hectárea en todas las clases diamétricas es de poco más de 12 m²/ha), y que probablemente hubo una intervención fuerte durante las últimas tres a cinco décadas (casi no hay árboles con más de 70 cm dap), aunque el tamaño de la muestra es demasiado pequeño para sustentar este tipo de conclusiones.

En este ejemplo, lo que nos interesa son los cálculos estadísticos; así, de los datos presentados en los cuadros 6.3 y 6.4 podemos concluir que la parcela 1 tiene doce árboles por hectárea en la clase de 40 a 49,9 cm dap y un área basal de 2,25 m²/ha.

Cuadro 6.3. Número de árboles por hectárea y por parcela en un pre-muestreo en un bosque latifoliado en La Mosquitia, Nicaragua, con sus respectivos estadísticos

	Clases diamétricas										Total > 40 cm
	10	20	30	40	50	60	70	80	90+		
parcela 1	140	130	20	12	5	7	3	0	1		28
parcela 2	290	190	20	16	1	5	1	0	0		23
parcela 3	140	80	20	12	2	1	0	0	0		15
parcela 4	260	90	40	13	1	0	3	0	0		17
parcela 5	180	230	20	8	4	2	0	0	1		15
parcela 6	110	70	30	9	5	5	2	0	0		21
parcela 7	190	60	30	12	6	2	3	0	0		23
parcela 8	210	50	50	12	7	1	0	0	0		20
parcela 9	160	40	30	16	1	2	1	0	0		20
parcela 10	170	130	10	7	3	1	0	0	0		11
Total	1850	1070	270	117	35	26	13	0	2		193
Promedio/ha	185	107	27	11.7	3.5	2.6	1.3	0	0.2		19.3
Desviación estandar	55.6	62.7	11.6	3.0	2.2	2.3	1.3	0.0	0.4		4.9
CV%	30	59	43	26	64	87	103	NA	211		26
Error de muestreo	21	41	30	18	45	62	73	NA	149		18
Parcelas para e = 15%											14.4

Fuente: Archivos FADCANIC y CATIE/TRANSFORMA

6.1.4.1 Promedio o media aritmética

El promedio (media aritmética) del número de árboles por parcela es la suma de todos los árboles, dividido por el número de parcelas.

$$\text{Promedio} = \frac{\sum X_i}{n}$$

"i" es el número de cada parcela individual (1, 2, 3,..... n)

n es el número de parcelas muestreadas

X_i es el número de árboles encontrados en la parcela "i".

En nuestro ejemplo del cuadro 6.3 tenemos 10 parcelas de 1 ha cada una. El total por una clase diamétrica es igual a $\sum X_i$ con "i" de 0 a 10. Para la clase de 40 cm en los dos cuadros, el promedio del número de árboles es 117 árboles/10 parcelas; es decir, 11,7 árboles/parcela. Ya que las parcelas del ejemplo tienen 1 ha cada una, podemos traducir



este valor en 17,7 árb./ha. Si las parcelas tuvieran solo un cuarto hectárea, tendríamos que hacer un ajuste para calcular el número y área basal por hectárea:

$$(1 \text{ parcela/tamaño de la parcela}) \times 17,7 \text{ árb/parcela}$$

$$= 1 \text{ parcela}/(0,25 \text{ ha}) \times 17,7 \text{ árb/parcela} = 4 \times 17,7 = 70,8 \text{ árb/ha.}$$

Podemos seguir el mismo cálculo para las áreas basales en el cuadro 6.4: el área basal promedio es 16,88 m²/10 parcelas = 1,69 m²/parcela, o 1,69 m²/ha.

Cuadro 6.4. Área basal por clase diamétrica (m²/ha) por parcela en un pre-muestreo en un bosque latifoliado en La Mosquitia, Nicaragua, con sus respectivos estadísticos

	Clases diamétricas									Total > 40 cm
	10	20	30	40	50	60	70	80	90+	
parcela 1	1.69	5.38	1.42	2.25	0.87	1.52	1.27	0.00	0.64	6.6
parcela 2	3.71	7.12	0.71	2.32	0.20	1.51	0.39	0.00	0.00	4.4
parcela 3	1.80	3.02	1.42	1.64	0.43	0.28	0.00	0.00	0.00	2.4
parcela 4	3.24	4.18	3.09	1.70	0.20	0.00	1.27	0.00	0.00	3.2
parcela 5	2.60	7.53	1.33	1.11	0.85	0.57	0.00	0.00	0.79	3.3
parcela 6	1.42	2.71	2.13	1.37	0.98	1.54	0.83	0.00	0.00	4.7
parcela 7	2.04	2.46	2.49	1.79	1.24	0.57	1.16	0.00	0.00	4.7
parcela 8	3.42	2.28	4.22	1.54	1.50	0.33	0.00	0.00	0.00	3.4
parcela 9	2.65	2.17	2.70	2.20	0.20	0.62	0.39	0.00	0.00	3.4
parcela 10	2.39	5.66	0.96	0.98	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	1.9
Total	24.96	42.51	20.47	16.88	7.37	6.94	5.29	0.00	1.42	37.9
Promedio/ha	2.50	4.25	2.05	1.69	0.74	0.69	0.53	0.00	0.14	3.8
Desviación estandar	0.78	2.04	1.09	0.47	0.46	0.61	0.55	0.00	0.30	1.3
CV%	31	48	53	28	63	88	104	NA	212	35.6
Error de muestreo	22	34	38	19	44	62	74	NA	150	25.1
Parcelas para e = 15%										28

Fuente: Archivos de FADCANIC y CATIE/TRANSFORMA

Estos promedios, junto con una medida de su variabilidad, indican los valores del número de árboles y el área basal que se espera encontrar en cada hectárea de bosque.

Los principales resultados de los inventarios (número de árboles, área basal y volumen por hectárea por clase diamétrica y por especie o grupo de especies) son los valores promedios de los resultados obtenidos por parcela del inventario. Tales valores pueden expresarse para todas las especies, por grupo de especies, por especie y/o por estrato.



6.1.4.2 Desviación estándar

La desviación estándar indica la dispersión de los valores individuales de una variable con respecto al promedio. Se define como:

$$\text{desviación estándar} = S = \sqrt{\frac{\sum x_i^2 - (\sum x_i)^2/n}{n-1}}$$

Donde S es la desviación estándar, x_i es el valor observado de la unidad i -ésima de la muestra, y n el número de unidades de la muestra.

La desviación estándar calcula el promedio de las desviaciones de los datos observados con respecto a la media aritmética de la muestra.

En el ejemplo de los cuadros 6.3 y 6.4, se calculó la desviación estándar para cada clase diamétrica, para mostrar cómo la variación depende del número total de observaciones. Ya que el número de observaciones por clase diamétrica difiere, no se puede comparar directamente la desviación estándar de una clase con la de otra. En el cuadro 6.3, la desviación estándar del número de árboles por hectárea en la clase de individuos de 10 a 19,9 cm dap es 55,6, y el promedio es 185 árboles/ha.

$$\text{Desviación: } S = \sqrt{\frac{370\,100 - 342\,250}{9}} = \sqrt{3094} = 55,6$$

$$\text{Promedio: } \sum X_i / n = 1850/10 = 185 \text{ árboles/ha}$$

Parece mucho mayor a la desviación de 2,3 para el número de árboles en la clase de 60 a 69,9 cm dap. Sin embargo, en el último caso, el promedio es 2,6 árboles/ha. En la primera clase (de 10 cm) la desviación tiene 30% del valor del promedio, en tanto que en la clase de 60 cm tiene 87%, lo que indica que en esta clase la desviación en relación con el valor promedio es mucho más grande que en la clase de 10 cm dap. Como veremos más adelante esto podría significar que, aunque el promedio en la clase de 60 cm es 2,6 árboles/ha, es relativamente común encontrar partes del bosque sin árboles de esta clase diamétrica.

Esta relación entre desviación y promedio, también llamada Coeficiente de Variación (CV), es más indicativa que la desviación estándar en sí misma. Tal relación generalmente se expresa en porcentaje.

Es importante observar que las clases con menos observaciones (por ejemplo, las clases de 50 cm y más) en general tienen mayores valores para el CV% que las clases con más observaciones (clases menores a 50 cm dap).



La fórmula para el CV% es:

$$\text{Coeficiente de variación: CV} = \frac{S}{\bar{X}} * 100\%$$

Para la clase de 10 cm dap: $CV = 55,6/185 * 100\% = 30\%$,
y para la de 60 cm: $CV = 2,3/2,6 * 100\% = 87\%$ (redondeado).

Las estadísticas se pueden calcular por diferentes agrupaciones, como las clases diamétricas mostradas en los cuadros 6.3 y 6.4. Sin embargo, eso es poco común, y nuestro principal interés está en las estadísticas de valores de tamaño (área basal o volumen) por especie, grupos de especies, o todas las especies en conjunto, generalmente a partir de 40 o 50 cm dap. Para el número de árboles con un dap ≥ 40 cm del cuadro 6.3, el coeficiente de variación es de 26%, y de 35,6% para el área basal (cuadro 6.4), lo que indica que la variación en área basal es mayor.

La ventaja de una medida relativa como el CV es que se puede usar para comparar muestras de diferentes tamaños y de diferentes unidades de medida (por ejemplo, número de árboles y metros cuadrados).

El valor de la desviación estándar depende de la homogeneidad de la vegetación del bosque (diferencias entre parcelas), del tamaño de las unidades en relación con la homogeneidad (las parcelas más grandes generalmente tienen menos diferencias entre sí) y del número de unidades de la muestra (a más parcelas, menos desviación).

6.1.4.3 Error estándar

Cada estadística es el resultado de mediciones más o menos exactas. La variación entre los valores de las variables individuales no se debe sólo a las características de cada objeto medido, sino también a errores de medición (por ejemplo, la cinta diamétrica no se coloca horizontal antes de medir el diámetro) y a errores estadísticos.

Los errores de medición son difíciles de detectar una vez que se ha hecho el trabajo de campo, salvo errores graves, los cuales se detectan por medio de una remediación de una parte de las unidades de muestreo. Se trata de evitar estos errores al máximo posible por medio de una buena capacitación al personal de campo y el uso de instrumentos adecuados.



El error estadístico, sin embargo, depende en buena medida del diseño del muestreo. El error estadístico provoca una desviación de la media muestral de la media de toda la población. Este tipo de desviación se denomina error estándar (Fig. 6.5), y se calcula con base en la desviación estándar:

$$S_x = \frac{S}{\sqrt{n}} * \sqrt{1 - \frac{n}{N}}$$

donde:

S_x = Error estándar

S = Desviación estándar

N = Número de unidades de la muestra

N = Tamaño de la población expresado en número de parcelas

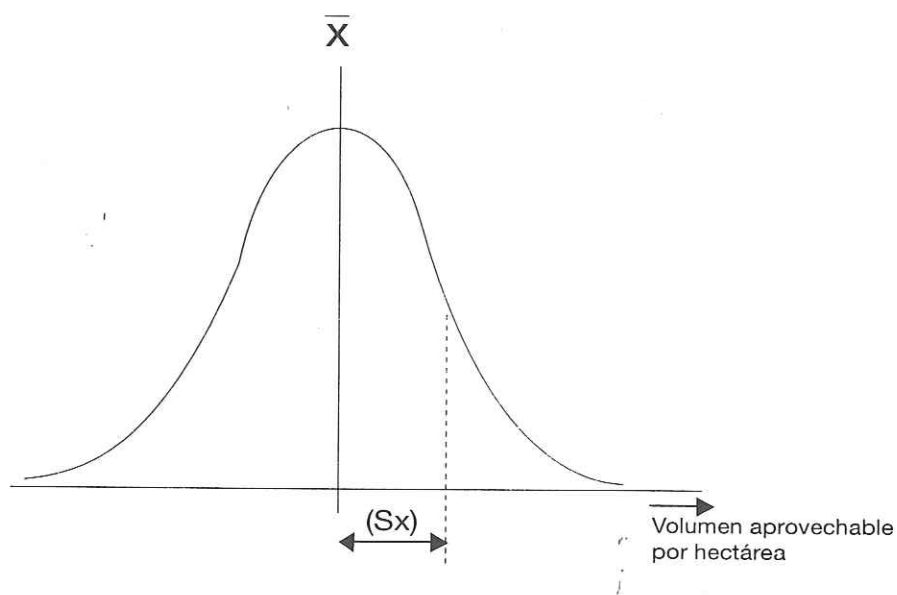


Fig. 6.5. Representación gráfica del error estándar

Cuando n es muy pequeño en relación con N (en la práctica, cuando $n/N < 0,01-0,05$, o la intensidad de muestreo es menor a 1-5%) se elimina el último factor y la fórmula queda como:

Error estándar $S_x = \frac{S}{\sqrt{n}}$



En nuestro ejemplo, el bosque inventariado tiene 1500 ha, con 10 ha de muestreo; o sea que se aplicó una intensidad de premuestreo de 0,7%. Este porcentaje es menor a uno; entonces, podemos usar el cálculo del error estándar simplificado:

Para el número de árboles >40 cm dap (cuadro 6.3):

$$S_x \quad 4,9/\sqrt{10} = 1,55$$

Para área basal de los árboles >40 cm dap (cuadro 6.4):

$$S_x \quad 1,3/\sqrt{10} = 0,41$$

6.1.4.4 Límites de confianza y error de muestreo

El error estándar lo podemos usar para estimar el rango de valores que un parámetro de una población puede tener: el intervalo de confianza (Fig. 6.6). Este intervalo comprende los valores entre un límite inferior, dado por la media aritmética menos el error de muestreo, y el límite superior, dado por la misma media más el error de muestreo. En fórmula:

$$\text{Intervalo de confianza:} \quad \bar{X} - t(S_x) \leq \mu \leq \bar{X} + t(S_x)$$

donde:

- \bar{X} = Media muestral
- μ = Media poblacional
- t = Valor de la "t" de student² para un nivel de confianza requerida (generalmente 95%) y los grados de libertad³ de la muestra (n-1)
- S_x = Error estándar
- $t(S_x)$ = Error de muestreo absoluto

² Se pueden encontrar los valores de la estadística t, la frecuencia de los cuales se distribuye en forma de campana alrededor de un promedio. La "t de student" es el valor para el cual es probable encontrar valores mayores con una probabilidad determinada (2,5% en nuestro ejemplo de intervalos de confianza). En la mayoría de textos estadísticos se encuentra una tabla de valores de t según la probabilidad con la cual se puede encontrar cada valor y el grado de libertad.

³ Los grados de libertad es una forma de clasificar las distribuciones estadísticas según la frecuencia máxima que se puede encontrar para un cierto valor de la distribución. Para experimentos simples generalmente se usa el tamaño de la muestra menos 1 (n-1).

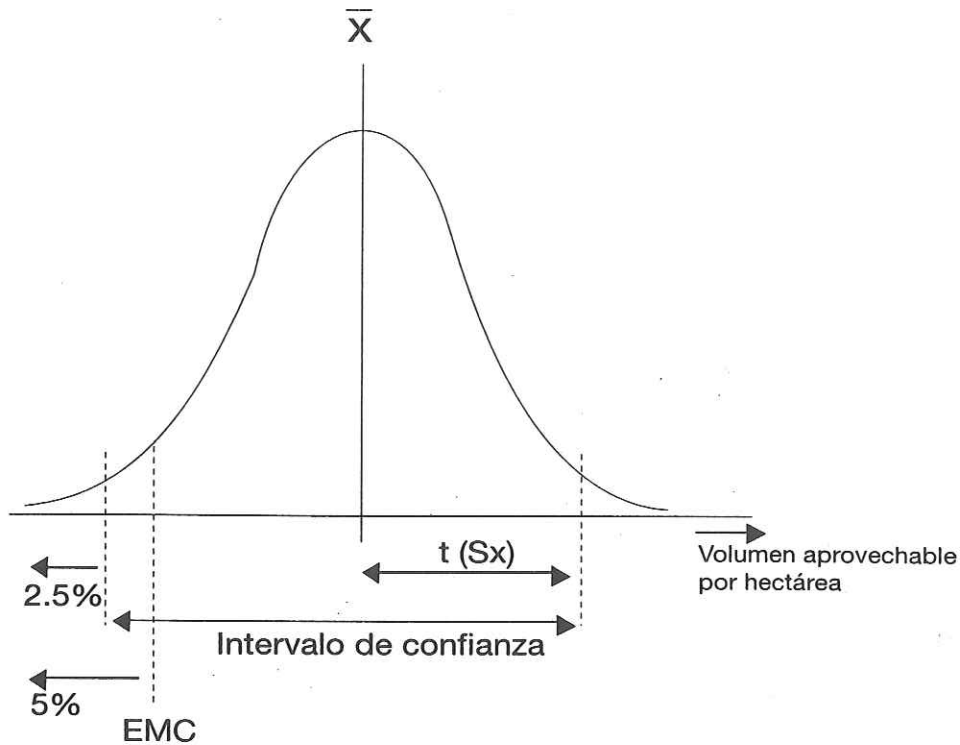


Fig. 6.6. Representación gráfica del intervalo de confianza y la estimación mínima confiable(EMC). La curva presenta el número de parcelas que se espera encontrar con determinados volúmenes aprovechables por hectárea. En el 95% de las parcelas se espera encontrar el valor de m entre

$$\bar{X} + t_{(n-1;0.025)}(S_x) \text{ y } \bar{X} - t_{(n-1;0.025)}(S_x).$$

La EMC indica que 95% de las parcelas tendrán un valor mayor a $\bar{X} - t_{(n-1;0.05)}(S_x)$.

Con base en el ejemplo del bosque de La Mosquitia de Nicaragua se puede calcular el intervalo de confianza de, por ejemplo, el área basal de los árboles a partir de 40 cm dap:

Error de muestreo absoluto: $t * S/\sqrt{n} = 2,23 * 1,35/\sqrt{10} = 0,95$

Intervalo de confianza: $\bar{X} - t * S/\sqrt{n} \leq \mu \leq \bar{X} + t * S/\sqrt{n}$
 $= 2,84 \leq \mu \leq 4,74 \text{ m}^2/\text{ha}$

En otras palabras, podemos esperar que 95% de las unidades potenciales de muestreo tengan un área basal por hectárea entre 2,84 m²/ha y 4,74 m²/ha para los árboles a partir de 40 cm dap. De manera semejante a lo que vimos para la desviación estándar, el error de muestreo se puede expresar en porcentaje de la media aritmética:

Error de muestreo relativo E = $\frac{t(S_x)}{\bar{X}} * 100\%$



Ya que S_x es igual a S/\sqrt{n} , y el coeficiente de variación (CV) es igual a $S_x/\bar{X} * 100\%$, también se puede usar la fórmula:

$$E = \frac{t(CV)}{\sqrt{n}}$$

En el cuadro 6.4, el error de muestreo para los árboles ≥ 40 cm dap es:

$$E = (t * S/\sqrt{n})/\bar{X} * 100\% = 0,95/3,79 * 100\% = 25\%$$

El error de muestreo es diferente para cada parámetro forestal (N/ha, G/ha, V/ha) y también difiere de una especie a otra.

Para las mismas parcelas del cuadro 6.3, el error de muestreo para el número de árboles, por ejemplo, es:

$$E = (t * S/\sqrt{n})/\bar{X} * 100\% = 3,46/19,3 * 100\% = 18\%$$

Generalmente, el error aumenta a medida que el número de observaciones individuales disminuye. Entonces, difiere por especies (el número de árboles por especies es diferente), y es mayor para una especie que para grupos de especies.

6.1.4.5 Estimación Mínima Confiable

La estimación mínima confiable (EMC) es, a veces, de mayor importancia para la toma de decisiones que la media aritmética y el intervalo de confianza, porque esta estimación nos permite elaborar el escenario mínimo que se podría esperar con base en los datos de campo. A diferencia del intervalo de confianza, la EMC se calcula con un solo límite: el inferior (Fig. 6.6):

$$EMC = \bar{X} - t(S_x)$$

En el caso de una confiabilidad deseada de 95%, la t usada para el cálculo del intervalo se distribuye a ambos lados del intervalo: 2,5% a cada lado, y se lee el valor de t que corresponde, en la tabla, a una probabilidad de 2,5% de sobrepasar los límites de confianza. El valor de t usado para el cálculo de la EMC se lee en la misma tabla correspondiendo a una probabilidad de 5%.

El EMC en nuestro ejemplo es (cuadro 6.4):

$$\begin{aligned} \bar{X} - t(S_x) &= \bar{X} - t S/\sqrt{n} = 3,79 - 1,81 * 1,35/\sqrt{10} \\ &= 3,02 \text{ m}^2/\text{ha} \end{aligned}$$

Quiere decir que podemos esperar que en el 95% del área haya un área basal de árboles ≥ 40 cm dap de por lo menos 3 m²/ha. Observe la diferencia del intervalo de confianza



con el límite inferior que calculamos anteriormente (2,84 m²/ha). La diferencia se debe a que en el caso anterior estimamos un mínimo y un máximo. Para tener un 95% de confiabilidad de que los valores reales caen dentro de estos límites, dejamos 2,5% de los valores obtenidos en el muestreo abajo del límite inferior y otro 2,5% arriba del límite superior. En el caso del cálculo del EMC no calculamos el límite superior, y por ende, permitimos todo el 5% por debajo del EMC y así tener un 95% de confiabilidad de que valores reales caen por encima del EMC.

6.1.4.6 Error de muestreo y número de parcelas

Además de los factores mencionados que influyen en el error de muestreo, este depende también del número y tamaño de las unidades de la muestra. Como se puede ver en la fórmula anterior, si el tamaño de las unidades se mantiene constante, un mayor número de unidades (n) significaría una reducción en S_x , y por ende, una reducción en E. Esta relación entre E y el número de unidades de muestreo se usa para calcular, para un tamaño específico de la muestra, el número de unidades necesario para que el error de muestreo no sobrepase el límite aceptable:

El cálculo se hace por medio de la fórmula:

$$\text{Número de parcelas mínimo: } n = \frac{t^2 (CV)^2}{E^2}$$

la cual estima el número necesario de unidades de muestreo (n) en ciertas condiciones (t y CV) del bosque, asumiendo un límite máximo aceptable para el error de muestreo relativo (E).

En muchos países se toma como estándar de una confiabilidad aceptable un error de muestreo del 15% para el volumen o el área basal (por ejemplo, en Nicaragua). En nuestro ejemplo, el error para el área basal es demasiado alto (25%), por lo que debemos encontrar una forma para bajar el error en el inventario definitivo.

El próximo paso es, entonces, calcular el tamaño (n) que debe tener la muestra para no exceder un error de muestreo del 15%:

$$N (\text{número de parcelas}) = \frac{t^2 * (CV\%)^2}{(15\%)^2} = \frac{4,97 * (35,6)^2}{225} = 28$$

28 parcelas de 1 ha cada una en un bosque de 1500 ha (o una intensidad de 1,9%) serán suficientes para obtener un error de muestreo menor a 15%. Sin embargo, este cálculo se hizo para un $t_{(0,025 \text{ } n-1=9)}$, o un t para la confiabilidad de 95% y 9 grados de libertad. Con n = 28, los grados de libertad cambian a n-1 = 27, y debemos corregir el cálculo (t será 2,05, desde la tabla de t).

$$N (\text{número de parcelas}) = \frac{t^2 * (CV\%)^2}{(15\%)^2} = \frac{4,20 * (35,6)^2}{225} = 24$$

Los datos sobre la variabilidad de los parámetros son de gran ayuda en la toma de decisiones silviculturales



y necesitamos ajustar el valor de t hasta que no cambie el número de parcelas en relación al cálculo anterior. En nuestro caso, el resultado final es 24 (el $t_{(0.025;n-1=23)} = 2,06$).

Caja 6.1. Resumen de conceptos estadísticos

Promedio: $\bar{X} = \Sigma X_i / n.$

Desviación estándar: $S = \sqrt{\frac{\Sigma x_i^2 - (\Sigma x_i)^2/n}{n - 1}}$

Coefficiente de variación: $CV = \frac{S}{\bar{X}} * 100\%$

Error estándar: $S_x = \frac{S}{\sqrt{n}}$

Intervalo de confianza: $\bar{X} - t(S_x) \leq \mu \leq \bar{X} + t(S_x)$

Estimación mínima confiable: $EMC = \bar{X} - t(S_x)$

Error de muestreo: $E_j = \frac{t(S_x)}{\bar{X}} * 100\%$

Número mínimo de parcelas: $n = \frac{t^2 (CV)^2}{E^2}$

- X_i = valor promedio en una parcela (árb/ha, G/ha, volumen/ha)
- n = número de parcelas de la muestra
- t = t de student
- μ = promedio de la población total.



Generalmente se agrega un 15 a 25% de parcelas (como en el caso estudiado, donde se tomaron datos en 36 parcelas) para estar seguro de que se cumple con el error de muestreo máximo permitido. Es más barato hacer algunas parcelas más, que tener que volver al bosque para agregar parcelas luego, y posiblemente, perjudicar el diseño del inventario, con la incorporación de nuevas parcelas en forma asistemática.

6.1.4.7 Criterio de calidad de inventarios

Es importante saber interpretar el análisis de la confianza. ¿Qué significa para un silvicultor el hecho de que el error de muestreo sea menor a 15% (como exige la ley en Nicaragua), o menor a 15 m³/ha (como indican las normas técnicas de Honduras)? En realidad, muy poco. Solamente significa que se midió un número suficiente de parcelas para mantener la variabilidad entre los promedios de las parcelas a niveles aceptables. No indica si los datos son representativos, ni el rango de volúmenes dentro del cual se ubican nuestros árboles aprovechables, ya que generalmente se calcula el error sobre el volumen total de todas las especies a partir de cierto diámetro, y no sobre el volumen o área basal de los árboles de especies seleccionadas.

¿Por qué, entonces, mantener la exigencia de un error de muestreo máximo aceptable? Porque es un criterio fácil de aplicar en la evaluación de la calidad de inventarios y, acompañado por una revisión de la representatividad de los datos y una remediación de un 5 a 10% de las parcelas inventariadas, asegura una calidad suficiente de los inventarios.

Para la información silvicultural es útil conocer la variabilidad en términos del intervalo de confianza, o error mínimo confiable, preferiblemente por especie o grupos de especies. Una especie, por ejemplo, que existe en abundancia pero que los datos muestran una variabilidad alta, probablemente ocurre en parches. En este caso, hay que conocer los sitios adecuados de desarrollo para asegurar su supervivencia. Es preferible tener esta información sobre el área basal, ya que esta variable se mide directamente en el campo, mientras que el volumen depende de la estimación de la altura comercial y la precisión de las fórmulas aplicadas para convertir altura y diámetro en volumen sin o con corteza. Estas últimas estimaciones implican más fuentes de error.

Para estandarizar la confiabilidad de los resultados de diferentes inventarios, se aplican recomendaciones de intensidad mínima, con tamaños fijos de parcelas (por ejemplo en Guatemala, ver cuadro 6.5, y Honduras), o número de parcelas e intensidades fijas, variando el tamaño de las parcelas (como en Bolivia, cuadro 6.6).

Cuadro 6.5. Ejemplos de intensidades mínimas y número de unidades de muestreo de tamaño fijo (1 ha) y un error de muestreo igual o menor a 15%

Superficie total de los estratos forestales (ha)	Intensidad mínima (%)	Número de unidades de muestreo
5000	0,80	40
10000	0,50	50
15000	0,40	60
20000	0,35	70
30000	0,27	80
40000	0,23	90
50000	0,20	100
100000	0,15	150

Fuente: (Carrera 1996)



Cuadro 6.6. Intensidades mínimas y tamaños de las unidades de muestreo con número fijo de parcelas para un error de muestreo de 20%. Se mantienen 100 unidades de muestreo.

Superficie total de los estratos forestales (ha)	Intensidad mínima (%)	Tamaño de las unidades de muestreo (ha)
100	8,00	0,08
500	2,00	0,10
1000	1,50	0,15
2000	1,20	0,25
5000	0,80	0,40
10000	0,50	0,50
15000	0,35	0,50
20000	0,28	0,55
25000	0,24	0,60
30000	0,22	0,65
50000	0,20	1,00
100000	0,15	1,50
200000	0,10	2,00

Fuente: Dauber 1995

En Honduras se utilizaron los datos de un inventario específico (Palo de Agua) para proponer una intensidad de 0,7 a 1,0% para los inventarios en bosques manejados bajo el sistema de convenios de usufructos. Con esa intensidad se logró un error de muestreo de 10% sobre el volumen total de todas las especies a partir de 40 cm dap. En esa época, inicios de los años 90, fue lo mejor que se pudo hacer con la información existente, y sin generar gastos extras a los grupos agroforestales responsables del manejo. Ahora ya existen más de 30 planes de manejo aprobados; la experiencia generada ha mostrado que en muchos casos, la intensidad propuesta no era suficiente para llegar a datos confiables. El personal de COHDEFOR propone revisar los inventarios existentes para recomendar una nueva intensidad, más apropiada para los diferentes bosques bajo manejo. Para el tamaño de las áreas de manejo de estos bosques, de 500 a 3000 ha, esa intensidad probablemente sea de 1,5%, aproximadamente.

Por ejemplo, el inventario de Toncontín ya mencionado tiene un error de muestreo de 19,9% (74 parcelas de 0,1 ha, para 0,7% de intensidad en 1050 ha bosque productivo). Aunque se siguió la intensidad de muestreo recomendada en el diseño del inventario, el error de muestreo sobrepasa el 15%, y se podría aumentar la confiabilidad si el número de parcelas se aumenta a 130 parcelas.

$$n = (1,96)^2 * (87,4)^2 / (15)^2 = 130 \text{ o } 1,24\% \text{ de intensidad}$$

Esta intensidad parece razonable, considerando la recomendación de Dauber para parcelas de 0,15 ha en bosques de Bolivia con superficies similares (cuadro 6.6).

El error de muestreo se puede reducir aumentando el número de parcelas o usando parcelas más grandes. En algunos lugares de Honduras también se están realizando pruebas con parcelas de 0,2 ha, para ver si se obtienen mejores resultados.

6.1.5 Formularios de campo

Los inventarios forestales pueden servir para la toma de muchos datos. Sin embargo,



fueron desarrollados principalmente para obtener información sobre la estructura del bosque. El juego mínimo de datos necesarios en un inventario general o forestal se muestra en cuadro 6.7. Además, se pueden tomar datos sobre especies que producen bienes no maderables en las mismas parcelas o subparcelas (ver, por ejemplo, Pineda 1996) y datos sobre el terreno donde crecen.

Cuadro 6.7. Hoja de campo* para la toma de datos mínimos en un inventario general o forestal en Costa Rica usado para generar información para el PGM.

Unidad de registro (parcela) No.	Ubicación carril No.	Distancia acumulada (m)	Arbol No.	Especie	Dap (cm)	Altura comercial (m)	Calidad o forma de fuste

*Nótese que para completar la información hay que agregar observaciones sobre la parcela como tipo de bosque, drenaje, sotobosque, etc.
Fuente: (Quirós y Louman, 2000)

Otro tipo de datos que se pueden obtener durante el inventario se muestra en cuadro 6.8. Se recomienda tomar esta información si se va a usar el programa de procesamiento de datos de inventarios forestales IBL95, elaborado con base en las experiencias generadas en Honduras, y adaptado a las necesidades de otros países en la región (Calderón y Louman 1998⁴).

6.1.6 Presentación de los datos

En América Central, la importancia de los inventarios sigue siendo subestimada, lo que se refleja en la pérdida de información obtenida en inventarios anteriores, o en resúmenes de datos en cuadros de volúmenes por hectárea por grupo de especies donde no se especifican clases diamétricas, especies, ni detalles sobre la distribución del área basal por clase diamétrica. En el pasado, esa información sirvió para mostrar la existencia volumétrica, que al mismo también se aceptó como volumen aprovechable. Como antes indicamos, ahora entendemos mejor la dinámica del bosque y su reacción al aprovechamiento y podemos, con datos de los mismos inventarios, apreciar mejor el potencial del bosque. Sin embargo, si los documentos de inventarios anteriores están perdidos, o sólo incluyen resúmenes, y si no se pueden recuperar los datos originales, tenemos que realizar nuevos inventarios antes de poder mejorar la planificación del manejo y proponer sistemas y tratamientos silviculturales apropiados.

⁴Para adquirir una copia del programa puede contactar al Proyecto TRANSFORMA, 7170 CATIE, Turrialba, Costa Rica. Fax: (506)556-7730, Email: lorenzo@catie.ac.cr



Cuadro 6.8. Ejemplo de una hoja de campo para un inventario de bosque latifoliado a ser analizado con el programa IBL95

I. Datos generales de la parcela

Nombre inventario: _____ Ubicación: _____
 Parcela No.: _____ Conglomerado No.: _____ Línea No.: _____
 Sector No.: _____ Estrato: _____ Grado intervención: _____
 Clase pendiente: _____ Densidad sotobosque: _____ Drenaje: _____
 Acceso: _____ Presencia piedras: _____

II. Parcela grande (árboles maduros) [Área _____ m²]

Arbol	Nombre	Código	Dap	Altura	Calidad	Arbol	Nombre	Código	Dap	Altura	Calidad
1						11					
2						12					

III Parcela mediana (árboles jóvenes) [Área _____ m²]

Arbol	Nombre	Código	Dap	Altura	Posición	Forma	Lianas
1							
2							
3							

IV Parcela pequeña (Regeneración) [Área: _____ m²]

Arbol	Nombre	Código	Dap	Altura	Arbol	Nombre	Código	Dap	Altura
1					7				
2					8				
3					9				
4					10				
5					11				
6					12				

V Códigos

CALIDAD		POSICIÓN		FORMA		LIANAS	
Código	Descripción	Código	Descripción	Código	Descripción	Código	Descripción

VI Otros aspectos

Observaciones: _____

Brigada de inventario No _____

Nombre y firma del coordinador: _____

Fecha(dd-mm-aa): ____/____/____

Nombre y firma del revisor: _____

Fuente: Calderón y Louman 1998



Es muy importante que siempre se guarden los datos de los inventarios anteriores en sitios seguros, preferiblemente secos y libres de insectos y ratas. Además recomendamos guardar dos copias electrónicas en diferentes lugares; por ejemplo en un disco compacto o zip y el disco duro.

En inventarios nuevos, se recomienda presentar por lo menos los datos de número de árboles, área basal y volumen (el último a partir de 40 cm dap), por hectárea, por especie y por clase diamétrica (tabla de rodal). La inclusión de presentaciones gráficas de los resultados puede facilitar mucho la interpretación de los datos. Compare, por ejemplo, el cuadro 6.9 con la Fig. 6.7.

Cuadro 6.9. Distribución diamétrica del número de árboles por hectárea de dos especies en el bosque de Toncontín, Honduras

Especie	Clase diamétrica									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90+	
Lauraceae	19,2	5,8	3,8	1,0	0,4	0,6	0,0	0,0	0,2	
<i>Macrohasseltia macroterantha</i>	2,9	1,0	1,0	0,0	0,0	0,4	0,8	0,2	0,6	

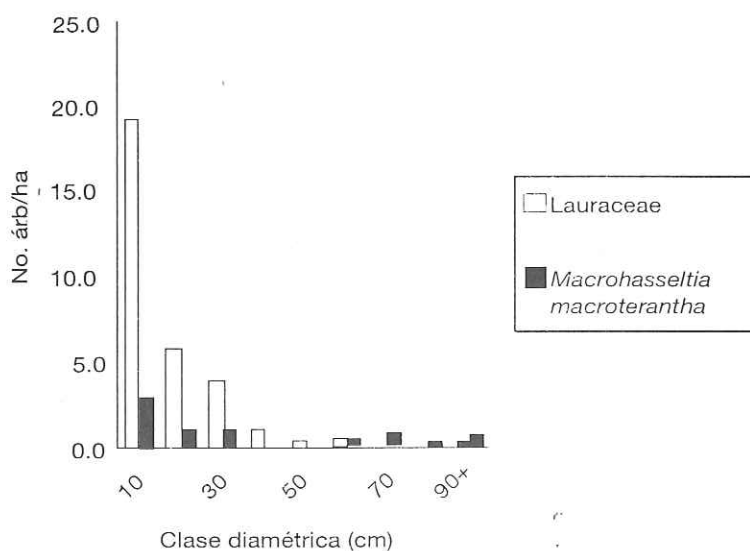


Fig. 6.7. Distribución diamétrica del número de árboles por hectárea de dos especies en el bosque de Toncontín, Honduras.

La principal forma de presentar los resultados de los inventarios es la tabla del rodal. Esta tabla da los promedios por hectárea, por especie y por clase diamétrica del número de árboles, área basal y volumen encontrados en el bosque

Note con qué facilidad se puede distinguir entre las distribuciones de las dos especies en la gráfica, la especie de Lauraceae (aguacatillo) muestra una distribución casi de j invertida, mientras *Macrohasseltia macroterantha* (huesito) muestra una distribución irregular, que nos hace sospechar que necesita disturbios grandes e infrecuentes para su regeneración.

La tabla de rodal debe ir acompañada por información sobre la variabilidad de los datos. Los Cuadros 6.10 y 6.11 muestran ejemplos de los datos generados por el programa IBL (Calderón y Louman 1998). Hay que tener cuidado con los datos de volúmenes de árboles con <50 cm dap, porque las fórmulas de Roper, aplicadas en estos cálculos, han demostrado ser menos confiables para árboles de este tamaño. Observe la distribución



diamétrica relativamente buena de la caoba y de cedro macho, y el ejemplo claro de un cohorte en el caso de ceiba.

Cuadro 6.10. Ejemplo de presentación de datos relevantes de algunas especies en una tabla de rodal, generado con el programa IBL. Datos del estrato II (bosque con suelos buen drenados) del bosque de Layasiksa-Siksatingni-Wisplini (LSW) en La Mosquitia, Honduras (árboles Arb., n/ha; Vol., m³/ha; G, m²/ha).

Cód	Especie		Clase de dap										Total	(%)	
			10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90			
CAM	Cacao de montaña	Arb	1,351											1,351	0,12
		Vol	0,159											0,159	0,04
		G	0,003											0,003	0,01
CAO	Caoba, yulu	Arb	1,351	2,297	2,837	2,567	2,702	2,000	1,027	0,324	0,054	0,027	15,189	1,34	
		Vol	0,045	0,338	1,680	3,087	6,234	3,481	2,464	1,024	0,173	0,166	18,696	5,10	
		G	0,006	0,036	0,136	0,232	0,429	0,457	0,320	0,136	0,028	0,017	1,802	6,89	
CAV	Cacho de venado	Arb	1,351										1,351	0,12	
		Vol	0,199										0,199	0,05	
		G	0,006										0,006	0,02	
CEI	Ceiba, sisink	Arb		0,135			0,135	0,081	0,081	0,027	0,027		0,486	0,04	
		Vol		0,044			0,339	0,228	0,314	0,093	0,140		1,161	0,32	
		G		0,003			0,023	0,018	0,028	0,013	0,016		0,104	0,40	
CEM	Cedro macho	Arb	1,351	2,162	1,081	0,540	0,405	0,108	0,108				5,756	0,51	
		Vol	0,154	0,504	0,721	0,789	0,974	0,112	0,230				3,488	0,95	
		G	0,002	0,032	0,050	0,051	0,059	0,023	0,036				0,256	0,98	

Fuente: Archivos de MOPAWI y CATIE-TRANSFORMA.

Cuadro 6.11. Ejemplo de información sobre la variabilidad de los datos del inventario de LSW para árboles con >50 cm dap (datos generados con el programa IBL).

Variable	Media	Desv. estándar	CV (%)	Mínimo	Máximo
Parcela grande					
Dap (cm)	59,93	10,25	17,10	46,00	160,00
Altura (m)	11,24	4,94	43,95	2,00	35,00
Area basal (m ² /ha)	4,14	4,00	96,62	0,00	20,11
Volumen (m ³ /ha)	28,75	30,30	105,39	0,00	218,29
Arboles/ha	14,14	12,65	89,46	0,00	60,00

Con base en estos datos y un t = 2, podemos calcular el error de muestreo para el volumen de todas las especies: $(2 * 105,39) / \sqrt{370} = 11\%$ y para el área basal: $(2 * 96,62) / \sqrt{370} = 10\%$.

6.1.7 Interpretación

El inventario, junto con los datos sobre la dinámica del bosque que se obtienen de Parcelas Permanentes de Medición (PPM), es la herramienta principal para la planificación silvícola. Se utiliza para determinar las especies por aprovechar, por manejar (no siempre son las mismas del aprovechamiento), el ciclo de corta, el diámetro mínimo de corta, la intensidad de corta y el volumen de corta anual permisible.

Siempre, sin embargo, hay que tomar en cuenta el contexto socioeconómico del bosque, ya que al final manejamos los bosques para cumplir con los objetivos de sus propietarios y usuarios. Un bosque que se maneja para producción o protección, sin tomar en cuenta las necesidades de los dueños y usuarios, es un bosque destinado a la degradación y destrucción. ¿Cuántas veces hemos escuchado de desalojos de colonizadores en parques

El inventario es la herramienta técnica principal para diseñar sistemas silviculturales. Sin embargo, hay que interpretar los datos en su contexto socioeconómico y político



plazo? En América Central sobran ejemplos de agricultores que talan el bosque en reservas para practicar la agricultura o ganadería: la Península de Osa en Costa Rica, la Reserva Indio-Maíz en Nicaragua, la Reserva de la Biosfera Río Plátano en Honduras y la Reserva de la Biosfera Maya en Guatemala, todas tienen sus conflictos de uso y propiedad de la tierra.

Los inventarios y sus interpretaciones no pueden servir para resolver estos problemas. Sin embargo, pueden ayudarnos a estimar el potencial de cada bosque para satisfacer las demandas de los diferentes usuarios, sean 1) pobladores locales (alimentación, ingresos por mano de obra o productos forestales, tierra para agricultura y funciones ecológicas, como protección de fuentes de agua limpia); 2) empresas madereras (madera); 3) Estado (productos y servicios ambientales); 4) turistas (belleza escénica y biodiversidad). Podemos proponer un uso integral del bosque, usando los resultados de inventarios diseñados específicamente para estos propósitos.

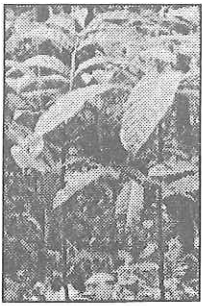
Hasta ahora, la experiencia con inventarios de productos diferentes de la madera ha sido muy limitada en América Central. Uno de los pocos ejemplos es la experiencia del proyecto CATIE-Olafo con la comunidad de San Miguel La Palotada en El Petén, Guatemala. Allí, desarrollaron un método para incorporar en el inventario tradicional, información sobre la existencia de productos no maderables de las palmas bayal (*Desmoncus* spp.) y xate (*Chamaedorea* spp.) y de los árboles chicozapote (*Manilkara zapota*) y pimienta (*Pimienta dioica*) (Pineda 1996). En casos como este, donde la extracción de los productos no maderables tienen mucha importancia local, se debe incluir el cuidado de estos productos en el desarrollo de un sistema silvicultural.

Como ya mencionamos, el enfoque principal de este texto es la producción sostenible de madera, aunque no excluye otros usos del bosque. Esto quiere decir que los inventarios discutidos fueron desarrollados para estimar el potencial de cada bosque para la producción de madera. Sólo en algunos casos se tomó en cuenta la presencia de productos no maderables. En La Mosquitia de Honduras, por ejemplo, se tomaron datos sobre la existencia de palmas a partir de 5 cm dap, y se analizó la existencia de *Castilla elástica* y *Manilkara zapota* para la producción de cáscara y goma, respectivamente. Para otros tipos de inventarios referimos al lector a la información publicada que aparece en la bibliografía.

Cuando interpretamos los resultados de los inventarios para proponer el marco silvicultural del manejo, es importante considerar los aspectos de representatividad y confiabilidad de los resultados. Propuestas silviculturales basadas en inventarios de sólo una parte del bosque (por ejemplo un estrato o un sector) en principio aplican sólo a esta parte del bosque. Para desarrollar propuestas para todo el bosque será necesario complementar el inventario existente con un inventario adicional que cubra todas las partes del bosque destinadas al manejo. El inventario nuevo se debe diseñar de tal manera que sea compatible con el inventario existente. En la mayoría de los casos, esto significa que debe mantenerse el mismo tamaño de parcelas y el mismo tipo de muestreo (a menudo sistemático).

6.1.7.1 Selección de especies

Los inventarios que consideramos representativos del bosque a manejar, y que tengan un error de muestreo menor al error aceptable (15 a 20%), son buenas herramientas



para la planificación silvicultural en general. Cuando el manejo se dirige a pocas especies, o cuando es necesario especificar el manejo para grupos de especies, vale la pena analizar en detalle la variabilidad de los datos. Para especies menos abundantes y/o presentes en parches, la variabilidad de los datos generalmente es mucho mayor que la variabilidad de todas las especies en general. Para estas especies, y en bosques que se van a manejar con diferentes áreas de corta anual, puede ser muy útil aplicar un muestreo de la regeneración establecida (desde 10 cm dap al DMC) en cada área de corta anual durante la planificación del aprovechamiento, para confirmar los datos del inventario. Ejemplos de estas especies son *Magnolia yoroconte*, *Swietenia macrophylla* y *Cedrela odorata*, las cuales típicamente son poco abundantes y dependen para su regeneración de la presencia de árboles padres y claros relativamente grandes.

Las especies que se desean aprovechar y manejar se seleccionan con base en información del mercado, las leyes imperantes, las funciones ecológicas, el potencial de regeneración y la disponibilidad de la especie en el bosque. La disponibilidad actual se refleja en la existencia volumétrica en las clases diamétricas mayores, y en la distribución del área basal y del número de árboles en todas las clases diamétricas. Especies con muchos individuos en clases diamétricas bajas, y pocos pero suficientes en las clases altas (una distribución semejante a una "j invertida", Fig. 6.8) se consideran aptas para el manejo en sistemas silviculturales policíclicos. Para ellas aplican los cálculos que discutiremos en los próximos párrafos. Sin embargo, si las especies comerciales tienen una diferente distribución del número de árboles por clase diamétrica, con varias clases sub-representadas, hay que considerar la factibilidad de otro tipo de sistema. Podría ser un sistema monocíclico, o complementar el sistema policíclico con acciones correctivas que favorezcan el desarrollo de estas especies hacia una distribución tipo j invertida.

Las especies que se van a aprovechar y manejar se seleccionan con base en el mercado, las leyes, las funciones ecológicas, el potencial de regeneración y la disponibilidad de la especie

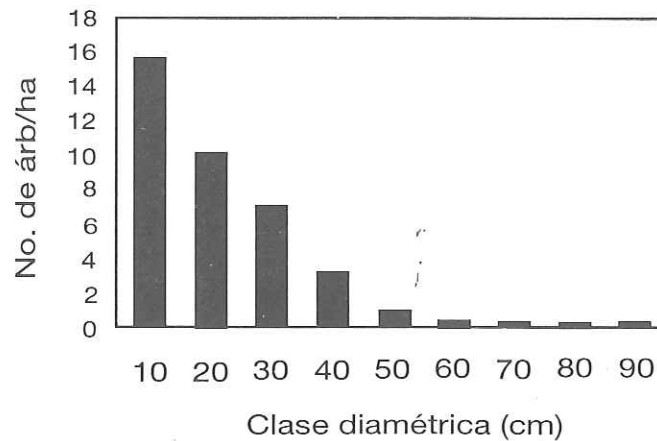


Fig. 6.8 Ejemplo de distribución de árboles por hectárea por clase diamétrica de un grupo de especies según la curva invertida. Datos de especies comerciales con distribuciones similares en un bosque latifoliado de La Mosquitia, Honduras. Las especies representadas son *Terminalia amazonia*, *Hyeronima alchorneoides* y *Calophyllum brasiliense*. Las especies con este tipo de distribución generalmente se prestan bien para un manejo basado en sistemas silviculturales policíclicos.

Fuente: Archivos CATIE/TRANSFORMA inventario LSW, 1021 parcelas de 0,1 ha, error de muestreo para el área basal de árboles > 50 cm dap de estas especies: 17%



6.1.7.2 Un ejemplo de La Mosquitia, Honduras

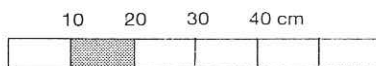
Tomando en cuenta las observaciones generales mencionadas, veamos un ejemplo de interpretación de un inventario realizado por la organización MOPAWI con apoyo del WWF y la Fundación Vida, en La Mosquitia de Honduras durante 1997 (note que no todos los inventarios brindan los mismos datos).

6.1.7.3 Tabla de rodal y proporción de movimiento

Para el análisis, usaremos los principios de modelos de tablas de rodales, aplicando una proporción de movimiento (Vanclay 1994). Este modelo supone que los árboles dentro de una clase diamétrica están distribuidos de manera uniforme en toda la clase, y crecen con una tasa de crecimiento promedio. La proporción de movimiento refleja el tiempo que necesita un árbol para pasar de una clase diamétrica a la siguiente; este se determina dividiendo el crecimiento durante el período de análisis por el tamaño de una clase diamétrica. Por ejemplo, si el crecimiento promedio de los árboles de diferentes tamaños y diferentes especies es de 0,5 cm/año, el ciclo de corta es de 30 años, y el tamaño de la clase diamétrica es de 10 cm, la proporción de movimiento será, entonces:

$$\text{Proporción movimiento} = (0,5 * 30)/10 * 100\% = 150\%$$

Árboles presentes en la clase diamétrica 10-20 cm al inicio del ciclo (sombreado)



→
Crecimiento de 0.5 cm/año en 30 años

Los mismos árboles después del ciclo se encuentran entre 25 y 35 cm dap (sombreado)

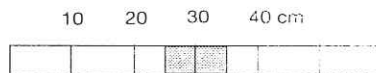


Fig. 6.9 Representación gráfica de la proporción de movimiento

Todos los árboles en una determinada clase pasarían a la siguiente, y la mitad, además, pasarían a una clase mayor. Este modelo se puede usar para realizar una proyección hacia el futuro de la estructura del bosque, o de una población de ciertas especies. Se necesita incorporar una tasa anual de mortalidad en los cálculos para obtener mejores resultados. Por el momento, no existen estimaciones confiables de mortalidad por clase diamétrica y aplicamos una estimación general de 1.5%/año para todas las clases y todas las especies (ver también capítulo 2). El Cuadro 6.12 muestra la aplicación del modelo a la distribución de número de árboles de cuatro especies comerciales en La Mosquitia.

El cuadro 6.12 muestra que antes del aprovechamiento existían un promedio de 2 árboles por hectárea de las cuatro especies comerciales. Durante el aprovechamiento se cortaron tres árboles cada dos hectáreas (1.5/ha) distribuidas proporcionalmente según la abundancia en cada clase diamétrica. Por ejemplo, se usaron 0,8 árb/ha en la clase 50,0-59,9 cm, dejando en promedio 0,28 árb./ha. Al final del ciclo de 30 años, los árboles no cortados habrán crecido 15 cm en diámetro, lo cual quiere decir que los árboles que tienen de 35,0 a 39,9 cm (la mitad de la clase 30,0-39,9 cm, 3,55 árb./ha) después del aprovechamiento, tendrán entre 50,0-54,9 cm ; los que antes del aprovechamiento tienen



entre 40,0-44,9 cm (1,65/ha) tendrán entre 55,0-59,9 cm. En conjunto formarán la nueva clase de 50,0-59,9 cm con 5,2 árb./ha. Sin embargo, durante estos 30 años habrá una mortalidad de 1,5%/año, es decir que de los 5,2 árb./ha sólo 64% sobrevivirán el ciclo; en otras palabras, la clase diamétrica 50,0-59,9 cm consistirá de:

$64\% * 5,2 = 3,3$ árb./ha 30 años después del aprovechamiento.

Note que en el ejemplo del cuadro 6.12 se aplicó un crecimiento promedio, sin distinguir entre los diferentes tamaños de los árboles. Actualmente no disponemos de datos confiables que justifiquen la aplicación de diferentes tasas de crecimiento en diferentes clases diamétricas. Además estas tasas de crecimiento dependen de la condición del bosque; por ejemplo es de esperar que el crecimiento promedio en bosques húmedos tropicales de la zona norte de Costa Rica con áreas basales entre 18 y 22 m²/ha será mayor al crecimiento promedio en bosques con un área basal mayor a 28 m²/ha.

Cuadro 6.12. Distribución diamétrica del número de árboles de cuatro especies comerciales en La Mosquitia, Honduras antes y después del aprovechamiento del 75% de los árboles ≥ 50 cm dap, y proyectada hacia el final de un ciclo de 30 años. Se aplicó un modelo de proyección de tablas de rodales, suponiendo una tasa de crecimiento de 0,5 cm/año y una mortalidad de 1,5% por año, que resultó en una proporción de movimiento de 150%.

Clase diamétrica	10	20	30	40	50	60	70	80	90
Antes del aprovechamiento	15,6	10,3	7,1	3,3	1,1	0,5	0,2	0,1	0,1
Después del aprovechamiento	15,6	10,3	7,1	3,3	0,28	0,13	0,05	0,03	0,0
Final del ciclo, sin mortalidad	**	7,8**	7,8 +5,15	5,15 +3,55	3,55 +1,65	1,65 +0,14	0,14 +0,06	0,06 +0,02	0,02 +0,01
Supervivencia*		5,0	8,29	5,57	3,33	1,15	0,13	0,05	0,02

* la supervivencia se estimó con base en una mortalidad de 1,5%/año para 30 años: $(1-0,015)^{30} = 64\%$

** No hubo información sobre reclutamiento; por eso no se incorporó ese dato en la proyección. Estas clases diamétricas muestran una sub-estimación de la presencia de las especies.

Tomando en cuenta la tendencia de los árboles más grandes a crecer a menor velocidad (ver Louman y Carrera 1997), la presencia de árboles en las clases mayores hay que interpretarla con mucho cuidado. Para las clases intermedias, sin embargo, este modelo es muy útil, y nos ayuda a estimar los criterios silvícolas que nos llevan a un manejo ajustado al potencial productivo del bosque.

El modelo también se puede usar para analizar la distribución del área basal por clase diamétrica. En este caso, podemos simplificarlo. Se supone que crecimiento y mortalidad, en términos de área basal, están en equilibrio, de tal manera que los árboles que ahora están en una clase diamétrica crecen y pasan a la clase siguiente, se reducen en cantidad (por mortalidad) pero mantienen el área basal. Este es un supuesto aceptable para las clases diamétricas intermedias y tiempos intermedios. Entonces, para proyectar la distribución del área basal hacia el futuro, seguimos un procedimiento similar al del cálculo realizado para obtener el cuadro 6.12, con la diferencia de que se elimina el último paso, es decir, se mantendrá el área basal total de las cuatro especies comerciales después del aprovechamiento, pero variará la distribución entre las diferentes clases diamétricas. En la siguiente sección veremos la aplicación de este método con más detalle.



Aunque la proyección de la estructura del bosque en términos de área basal nos da una herramienta para estimar el Diámetro Mínimo de Corta (DMC) y el Ciclo de Corta (CC) más apropiado, para el análisis de ciclos largos, será necesario confirmar la información que se obtiene de los cálculos de área basal con la de cálculos basados en la distribución diamétrica del número de árboles, como hicimos en el cuadro 6.12. Esto es importante particularmente para el análisis de ciclos largos donde pueden ocurrir cambios significativos en el área basal total del bosque.

6.1.7.4 El uso del modelo de tabla de rodal

A continuación presentamos los pasos necesarios para interpretar los datos y hacer los cálculos que apoyan la planificación de la silvicultura. Utilizamos el mismo ejemplo de Mocorón, Honduras.

1. Establecer un ciclo de corta y diámetro mínimo de corta. Generalmente se usan los CC y DMC establecidos por normas técnicas de la zona de trabajo. En el caso de nuestro ejemplo, el DMC de referencia es 50 cm y el CC es 30 años.
2. Establecer la tasa de crecimiento diamétrica y tasa de mortalidad. Resultados de mediciones en las PPM supervisadas por CATIE en América Central (por ejemplo, Siteo 1992) y datos de Liebermann *et al.* (1985) indican que una estimación del crecimiento en 0,5 cm/año es razonable, aunque para algunos sitios -por ejemplo 0,2 a 0,3 cm/año en El Petén, Guatemala (Pinelo 1997 y CATIE/Olafo 2000) - el crecimiento diamétrico parece ser menor.

La mortalidad se puede estimar en 1,5% por año para todas las clases diamétricas a partir de 10 cm dap (Swaine *et al.* 1987). La regeneración es un parámetro que en este momento no se puede estimar. Sin embargo, se puede asumir que lo que pasó en el pasado, también va a pasar en el futuro cercano, y entonces el número de individuos en la clase diamétrica menor se mantiene.

3. Seleccionar las especies por aprovechar y manejar, con base en información del mercado, tipo de producto a producir, restricciones legales (especies vedadas) y distribución diamétrica de las especies. El Cuadro 6.13 muestra las especies seleccionadas para el ejemplo.
4. Agrupar las especies según valor comercial y distribución diamétrica. Por ejemplo, el cuadro 6.13 muestra el número de árboles por hectárea y por especies del bosque estudiado en La Mosquitia. Las especies se dividen en grupos:
 - a) Especies de alto valor comercial y distribución diamétrica relativamente regular (caoba y cedro)
 - b) Especies comerciales, subdividas según distribución diamétrica:
 - distribución diamétrica relativamente buena semejando j invertida (*Calophyllum brasiliense*, *Hyeronima alchorneoides* y *Terminalia amazonica*)
 - buena regeneración establecida pero muy pocos árboles grandes (*Symphonia globulifera*)
 - c) Especies que todavía no tiene un mercado bien establecido en Honduras, aunque tiene un mercado importante en Costa Rica. La especie tiene importancia por su valor comercial potencial y por su abundancia en por lo menos parte del bosque (*Carapa guianensis*).



Los datos son promedios para todo el bosque. Aunque las distribuciones diamétricas de las especies pueden diferir por estrato, utilizamos en primera instancia la distribución promedio en todo el bosque. Solo en casos donde los diferentes estratos representan realmente diferentes tipos de bosque vale la pena hacer las estimaciones por estrato. Más adelante analizaremos el caso específico de algunas especies que en un estrato tienen buena distribución diamétrica, y en otro casi están ausentes. Cedro macho (*Carapa guianensis*), por ejemplo, tiene una clara preferencia por el bosque con inundaciones estacionales.

Cuadro 6.13. Número de individuos por hectárea encontrados para diferentes grupos de especies

Especie/clase diamétrica	No. individuos/ha									Total
	10	20	30	40	50	60	70	80	> 90	
<i>Swietenia macrophylla</i>	1,5	2,0	1,7	1,7	0,93	0,42	0,15	0,02	0,01	8,4
<i>Cedrela odorata</i>	0,1	0,1	0,1	0,0	0,05	0,03	0,01	0,01	0,00	0,4
Subtotal alto valor	1,7	2,2	1,8	1,7	0,99	0,45	0,16	0,03	0,01	8,8
<i>Calophyllum brasiliense</i>	6,6	2,1	0,5	0,7	0,18	0,06	0,03	0,01	0,03	10,2
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	1,0	0,8	0,3	0,3	0,10	0,05	0,02	0,03	0,03	2,6
<i>Terminalia amazonia</i>	8,0	7,4	6,3	2,3	0,84	0,43	0,11	0,03	0,04	25,5
Subtotal comercial, bd	15,6	10,3	7,1	3,3	1,12	0,54	0,16	0,07	0,10	38,3
<i>Symphonia globulifera</i>	4,6	2,0	1,0	0,10	0,01	0,01	0,01	0	0	7,7
Subtotal comercial, sg	4,6	2,0	1,0	0,10	0,01	0,01	0,01	0	0	7,7
<i>Carapa guianensis</i>	10,1	3,9	2,0	1,5	0,48	0,32	0,11	0,06	0,02	18,5
Subtotal potencial, bd	10,1	3,9	2,0	1,5	0,48	0,32	0,11	0,06	0,02	18,5
Total/ha	389	137	49	23	6,9	3,0	1,2	0,5	0,6	610

Nota: La agrupación se hizo con base en el valor comercial en el mercado actual (alto valor, comercial, potencialmente comercial) y en la distribución del número de árboles por clase diamétrica en todo el bosque: bd = buena distribución diamétrica, sg = sin árboles grandes

Fuente: Archivos de MOPAWI y CATIE-TRANSFORMA).

5. Calcular la intensidad de corta (IC) con base en la distribución diamétrica del área basal por especie o grupo de especies y por estrato, tomando como referencia los DMC (50 cm) y CC (30 años) establecidos en el punto 1. Para esto se necesita:

- a) Determinar el área basal de los individuos que durante el primer ciclo pasarán a clases diamétricas mayores al DMC. Para este cálculo, primero se determina el crecimiento diamétrico durante el ciclo de corta (por ejemplo, para un ciclo de 30 años y un crecimiento de 0,5 cm/año, este crecimiento es de 15 cm) y se divide por el ancho de la clase diamétrica (generalmente 10 cm): $15/10 = 1,5$ (nótese que es igual a la proporción de movimiento discutido antes, Fig. 6.9). Este es el número de clases diamétricas que contienen árboles para la segunda cosecha. Estas clases se encuentran desde el DMC hacia abajo; entonces, si el DMC es 50 cm, los árboles de futura cosecha tendrían diámetros de 35 a 50 cm (áreas basales en negrita en el cuadro 6.14).

En el ejemplo del cuadro 6.14; si aplicamos en primera instancia un DMC de 50 cm, un CC de 30 años y un crecimiento de 0,5 cm/año, todos los árboles que ahora tienen un diámetro de entre 35,0 y 49,9 cm pasarían a ser aprovechables para la siguiente cosecha. Significa un área basal igual a la mitad del área basal de la



clase diamétrica de 30,0 a 39,9 cm, y toda el área basal de la clase 40,0-49,9 cm, o sea $0,075 \text{ m}^2/\text{ha} = 0,34 \text{ m}^2/\text{ha}$. Este es el área basal disponible para reemplazar el área basal aprovechada. De manera semejante podemos calcular el área basal disponible para la recuperación de lo cortado en el segundo grupo ($0,83 \text{ m}^2/\text{ha}$) y el área basal para *Carapa* ($0,31 \text{ m}^2/\text{ha}$) (ver también cuadro 6.15).

- b) Determinar el área basal (G) de la clase mayor; si esta es mucho más grande que el G de la clase anterior, quiere decir que hay muchos árboles sobremaduros, que contribuyen poco a la producción de madera y mucho a la competencia. Sin embargo, todos estos árboles no se pueden cortar porque pueden tener una función ecológica muy importante (nidos para aves y murciélagos, fuente de alimento para la vida silvestre). La intensidad de corta en estas clases diamétricas depende principalmente de la necesidad de mantener árboles grandes, y no del potencial del bosque para recuperar estos árboles. Recomendamos siempre mantener una intensidad conservadora; por ejemplo, no cortar más de la mitad de los árboles grandes. Para algunas especies con alto valor ecológico puede ser necesario determinar un diámetro máximo aprovechable. Por ejemplo en Costa Rica se determinó un diámetro máximo de aprovechamiento de 120 cm para el almendro (*Dipteryx panamensis*), fuente de alimento de la lapa verde (*Ara ambigua*).

Cuadro 6.14. Distribución del área basal (m^2/ha) por especie, grupo de especies y clase diamétrica en el bosque estudiado

Especie/clase diamétrica	Área basal (m^2/ha)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	> 90	Total
<i>Swietenia macrophylla</i>	0,03	0,10	0,15	0,26	0,21	0,13	0,06	0,01	0,01	0,96
<i>Cedrela odorata</i> *	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,05
Subtotal especies alto valor	0,03	0,10	0,16	0,26	0,23	0,14	0,07	0,02	0,01	1,02
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0,09	0,10	0,05	0,11	0,04	0,02	0,01	0,00	0,03	0,45
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	0,02	0,04	0,04	0,05	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,24
<i>Terminalia amazonica</i>	0,14	0,35	0,57	0,34	0,19	0,13	0,05	0,01	0,03	1,81
Subtotal comercial, bd	0,25	0,48	0,66	0,50	0,25	0,17	0,07	0,03	0,08	2,49
<i>Symphonia globulifera</i> *	0,08	0,09	0,08	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26
Subtotal comercial, sg	0,08	0,09	0,08	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26
<i>Carapa guianensis</i>	0,16	0,18	0,17	0,23	0,11	0,10	0,05	0,03	0,02	1,05
Subtotal potencial, bd	0,16	0,18	0,17	0,23	0,11	0,10	0,05	0,03	0,02	1,05
Total/ha	5,97	6,03	4,34	3,53	1,53	0,95	0,50	0,25	0,48	23,58

* Por falta de árboles grandes no se recomienda aprovechar estas especies.

bd = buena distribución diamétrica sg = sin árboles grandes

Fuente: Archivos de MOPAWI y CATIE-TRANSFORMA

En el mismo ejemplo del cuadro 6.15, existen árboles en la clase >90 cm; sin embargo, la poca cantidad indica que no hay un exceso de árboles sobremaduros. Entonces, no se justifica seguir el procedimiento del paso b) (separar esta clase de los cálculos para estimar el área basal a recuperar), sino que el área basal de los árboles >90 cm se incluyen en los cálculos de apartado c).



Además, con la caoba hay que tomar en cuenta la casi ausencia de individuos en las clases menores. La especie va a necesitar un tratamiento aparte, que ilustraremos en una sección posterior.

- c) Determinar el G de los árboles en las clases entre el DMC y 90 cm, o como en nuestro ejemplo, a partir del DMC. El cuadro 6.15 presenta las sumas de las áreas basales disponibles para la primera cosecha en los grupos de especies del ejemplo de cuadro 6.14.

Cuadro 6.15. Área basal disponible para la recuperación del área basal a aprovechar y para el aprovechamiento

Grupo de especies	G disponible (m ² /ha)	G > DMC (m ² /ha)	IC (%)	IC (%) ajustado*
<i>Swietenia macrophylla</i>	0,34	0,42	81	75
Act. comercial	0,83	0,60	138	75
Sin árboles grandes	0,05	0,00	0	0
<i>Carapa guianensis</i>	0,32	0,31	103	75
Total	1,54	1,33		75
G a cortar		1,16		

* El ajuste de la Intensidad de Corta (IC) se hace tomando en cuenta que no se puede cortar más que el 100% de los árboles presentes (columna 3), y que generalmente hay defectos (estimados en 10%) y se deben dejar semilleros (15%). Estos datos son empíricos y se deben confirmar por medio de investigación.

Fuente: Archivos de MOPAWI y CATIE-TRANSFORMA

- d) Calcular la intensidad de corta. La IC es igual a la proporción del área basal disponible para la segunda cosecha sobre el área basal de los árboles disponibles para la primera cosecha y multiplicado por 100%, o sea:

$$(\text{el resultado de paso a}) / (\text{el resultado de paso c}) * 100\%$$

En nuestro ejemplo, para varios grupos la IC será mayor a 100%, y se necesita ajustarla considerando la disponibilidad de área basal, la existencia de defectos no registrados durante el inventario (estimados en un 10% del área basal total) y la necesidad de dejar árboles semilleros (estimados en un 15% del total). Por ejemplo, la intensidad de corta calculada para las especies actualmente comerciales del cuadro 6.15 es 138%. Debido a que no se puede cortar más del 100% la intensidad se reduce a 0,6 m²/ha; se deja un 15% del área basal como árboles semilleros (0,09 m²/ha) y se estima un 10% de pérdida por defectos (0,06 m³/ha). La intensidad de corta final es entonces del 75% o 0,45 m²/ha.

A veces la IC es muy alta, mientras que el área basal disponible para la primera cosecha es muy baja. En estos casos se podría considerar bajar el DMC, siempre tomando en cuenta criterios fenológicos y de mercado. En el ejemplo de La Mosquitia, esto no es recomendable para la caoba, ya que tiene pocos árboles de tamaños menores. Sin embargo, si el mercado aceptara árboles a partir de 40 cm dap, y se dejan suficientes árboles semilleros, se podría considerar bajar el DMC de las otras especies a 40 cm. Esto se justifica en la medida en que el inventario sugiere que en general los árboles no llegan a diámetros muy grandes, posiblemente debido a condiciones climáticas. Además existe



regeneración establecida de esas especies en niveles aceptables. Sin embargo, este tipo de decisiones también debe considerar la historia de uso del bosque: si en el pasado hubo intervenciones fuertes, que pueden haber afectado la estructura del bosque (por ejemplo, carencia de árboles grandes), no se debe bajar el DMC, porque en este caso la carencia de árboles grandes probablemente se debe a las intervenciones y no a condiciones de sitio. La estructura horizontal del bosque, entonces, es el resultado de una recuperación incompleta del bosque, y bajar el DMC podría significar la degradación del éste.

Un ejemplo de ajuste del DMC se muestra en el Cuadro 6.16. Bajar el DMC de 50 a 40 cm implica un aumento del área basal de 0,6 m²/ha para las especies actualmente comerciales con buena distribución diamétrica, y de 0,0 a 0,1 m²/ha (insignificante) para las especies comerciales que no tienen árboles grandes en este bosque. Para el primer grupo de especies significa que la IC calculada baja a 82%, sin embargo, la IC ajustada se mantiene en 75%, lo que significa que no hay necesidad de descontar el 25% por concepto de árboles semilleros y defectos.

Podemos concluir, entonces, que manteniendo una IC del 75% se puede disminuir el DMC para las especies comerciales a 40 cm, cortando 0,825 m²/ha (mayor a 0,45 m²/ha permitido con DMC de 50 cm), lo cual será recuperado durante el ciclo de 30 años por el área basal de 0,9 m²/ha de los árboles que actualmente tienen entre 25,0-39,9 cm dap y que crecerán en promedio 15 cm de diámetro durante este período. Note que la diferencia parece ser muy pequeña (0,38 m²/ha), pero puede significar alrededor de 4 m³/ha o un ingreso bruto de aproximadamente US\$400/ha.

Cuadro 6.16. Resultados del ajuste del DMC de 50 a 40 cm para las especies actuales comerciales, tanto con buena distribución diamétrica como sin árboles grandes.

Grupo de especies	G disponible (m ² /ha)	G > DMC (m ² /ha)	IC (%)	IC (%) ajustada
Alto valor	0,34	0,42	81	75
Act. comercial	0,90	1,10	82	75
Sin árboles grandes	0,13	0,01	1300	75
<i>Carapa guianensis</i>	0,31	0,31	100	75
Total	1,68	1,63		75
G a cortar		1,30		

Cifras en negrita indican diferencias con el cuadro 6.15.

Aunque el cuadro 6.16 muestra que en principio el DMC se puede bajar para las especies comerciales actuales, siempre hay que tener mucho cuidado al hacerlo, ya que de muchas especies no se sabe lo suficiente sobre su dinámica en diferentes tipos de bosque como para asegurarnos su regeneración. Mientras no existe información confiable sobre la capacidad de regenerar a partir de tamaños relativamente pequeños, recomendamos mantener un DMC de por lo menos 50 cm. Solo para *Symphonia* se podría justificar un DMC de 40 cm, ya que aparentemente no crece a mayores tamaños en este bosque. Sin embargo, la poca presencia de individuos de esta especie en tamaños mayores a 40 cm hace que no valga la pena considerarla para el aprovechamiento. Hay especies con un crecimiento relativamente rápido y que localmente llegan a tamaños mayores (por ejemplo *Carapa guianensis* en las zonas norte y atlántica de Costa Rica).



Para estas, se podría aumentar el DMC a 60 cm o más. En el ejemplo de La Mosquitia hondureña, sin embargo, no encontramos esta especie y mantendremos un DMC de 50 cm.

6. Calcular la intensidad de corta con base en la distribución diamétrica del número de árboles. La distribución diamétrica del área basal de las especies comerciales es un mejor indicador para determinar la IC que la distribución del número de árboles, principalmente porque considera no sólo la abundancia, sino también el tamaño de los árboles y así, está directamente relacionado al producto que se va a extraer del bosque. Sin embargo, a veces este cálculo sobreestima el área basal que va a haber al final del ciclo de corta. Particularmente puede ser el caso de ciclos largos y/o especies con distribuciones diamétricas irregulares. Para estos casos se necesita confirmar la IC calculada en el paso 5, con un cálculo basado en la distribución diamétrica del número de árboles. Este cálculo se realiza siguiendo los pasos del punto 5, ahora para el número de árboles, con la diferencia de que se aplica una tasa de mortalidad a los árboles en las clases menores al DMC (paso 5a). No es necesario aplicar la tasa de mortalidad a todas las clases diamétricas, porque solo estamos interesados en los árboles de las clases que formarán la segunda cosecha. A continuación se presentan los cálculos necesarios, y en el cuadro 6.17 se da un resumen de los resultados.

Cuadro 6.17. Número de árboles disponibles para la recuperación de los árboles que se van a aprovechar (árb/ha <50 cm), supervivencia (árb/ha <50 cm sobreviv.), árboles por ha disponibles para el aprovechamiento en este momento (>50cm), e intensidad de corta (IC%) calculada de la relación (árb/ha recuperación)/(árb/ha aprovechables)

Especies	Clases diamétricas										< DMC	Super- vivencia	> DMC	IC% máx.
	10	20	30	40	50	60	70	80	> 90					
<i>Swietenia macrophylla</i>	1,5	2,0	1,7	1,7	0,93	0,42	0,15	0,02	0,01		2,6	1,7	1,5	100
Subtotal comercial, bd	15,6	10,3	7,1	3,3	1,12	0,54	0,16	0,07	0,10		6,9	4,4	2,0	100
<i>Carapa guianensis</i>	10,1	3,9	2,0	1,5	0,48	0,32	0,11	0,06	0,02		2,5	1,6	1,0	100

Fuente: Archivos de MOPAWI y CATIE-TRANSFORMA

- a) De *Swietenia macrophylla* están disponibles para la recuperación 0,9 árb/ha en la clase de 30 cm, y 1,7 árb/ha en la clase de 40 cm (2,6 árb/ha en total). De estos árboles sobrevivirán⁶ probablemente $(0,985)^{30} * 2,6 = 1,7$ árb/ha. De manera semejante, se calcula que estarán disponibles para la recuperación 4,4 árb/ha en el grupo comercial con buena distribución diamétrica, y 1,6 árb/ha de *Carapa guianensis*.
- b) No se separan los árboles >90 cm dap porque hay muy pocos.
- c) En las clases diamétricas de más de 50 cm hay 1,5 árb/ha de *Swietenia*, 2,0 árb/ha del grupo actual comercial y 1,0 árb/ha de *Carapa*.
- d) En los tres grupos de especies hay más árboles por hectárea disponibles para la recuperación que árboles aprovechables; por eso, los primeros no son una restricción para el aprovechamiento. La IC será mayor o igual a la IC calculada con base en la distribución del área basal.

⁶ Con una mortalidad de 1,5% por año, la supervivencia es de 98,5% por año. Para un período de 30 años sobrevivirán entonces $(0,985)^{30} = 64\%$ de los árboles presenta al inicio del ciclo.



7. Evaluación de las intensidades de corta calculadas en los puntos 5 y 6. La menor IC será la que se debe aplicar para evitar problemas de sostenibilidad productiva. Para fines de control del aprovechamiento es aconsejable mantener una IC mayor a 60%. Esta reducirá la posibilidad de que los operadores corten más de lo previsto en el Plan General de Manejo y, por ende, la necesidad de un control estricto. En países que no pueden mantener un alto nivel de control en el campo (la mayoría de los países tropicales) es más fácil controlar el CC y el DMC que la IC, porque para realizar el seguimiento de la IC se deben revisar todos los árboles mayores al DMC, tanto cortados como en pie. Para el seguimiento de los otros parámetros es suficiente con un muestreo de los árboles cortados y mantener un registro de los permisos de corta.

Si la IC calculada fuera menor a 60%, se recomienda aumentar el DMC o el CC y seguir los pasos 4 a 6 hasta encontrar un IC apropiada. Si la IC es mayor a 100%, y existe suficiente regeneración establecida, se puede bajar el DMC o el CC hasta reducir la IC a un valor entre 80-100%.

8. Se **calcula el volumen aprovechable por hectárea** aplicando la IC calculada en el punto 7, al cuadro de la distribución diamétrica del volumen (ejemplo en cuadro 6.18).

Cuadro 6.18. Volumen por hectárea por clase diamétrica (en m³/ha) por especie y grupo de especies del cuadro 6.13 y volumen de corta permisible aplicando la IC de 75% del cuadro 6.15

Especie/clase diamétrica	Volumen (m ³ /ha)							
	40	50	60	70	80	> 90	>50	permisible
<i>Swietenia macrophylla</i>	3,8	1,7	1,1	0,5	0,1	0,0	3,4	2,6
<i>Cedrela odorata</i>	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
Subtotal alto valor	3,8	1,8	1,1	0,5	0,1	0,1	3,6	2,6
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1,5	0,3	0,2	0,2	0,0	0,3	1,0	0,8
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	0,6	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,7	0,5
<i>Terminalia amazonia</i>	5,6	1,5	1,2	0,4	0,1	0,3	3,5	2,6
Subtotal comercial, bd	7,7	2,0	1,5	0,6	0,2	0,8	5,1	3,8
<i>Symphonia globulifera</i>	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Subtotal comercial, sg	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Carapa guianensis</i>	2,7	0,8	0,8	0,4	0,3	0,2	2,5	1,9
Subtotal potencial, bd	2,7	0,8	0,8	0,4	0,3	0,2	2,5	1,9
Total/ha	48,3	11,3	7,8	3,8	2,0	4,3	25,4	8,3

Fuente: Archivos de MOPAWI y CATIE-TRANSFORMA

Los datos del cuadro muestran un volumen permisible de 2,6 m³/ha para *Swietenia*, 3,8 m³/ha para el grupo comercial actual y 1,9 m³/ha para *Carapa*. En nuestro ejemplo, sin embargo, sólo para *Swietenia* el precio de mercado es bastante alto como para recuperar los costos de extracción y transporte y obtener algún ingreso. El volumen de corta anual permisible (VCAP) = (volumen permisible/ha * área productiva de bosque)/Ciclo de Corta = (2,6 m³/ha * 11 000 ha)/30 años = 953 m³/año. El volumen permisible no necesariamente es el volumen que se recomienda cortar. Este depende del precio ofrecido por la madera de las especies presentes (en La Mosquitia hondureña sólo el precio de la caoba es suficientemente alto para cubrir los gastos de extracción y



transporte), de la capacidad de los operadores para cortar y transportar todo el volumen en el tiempo disponible para estas actividades (por ejemplo, en la zona de Río San Juan, Nicaragua, se dispone sólo de 2 a 3 meses para realizar estas actividades, pues después, las lluvias hacen el acceso al bosque casi imposible), y de la capacidad de transformación.

Es importante observar que los cálculos de los criterios silvícolas ($CC = 30$ años, $DMC = 50$ cm, $IC = 75\%$, volumen permisible por hectárea de caoba = $2,6 \text{ m}^3/\text{ha}$, $VCAP = 953 \text{ m}^3/\text{año}$) se basan en el inventario para todo el bosque. Para verificar el CC y establecer los DMC por especie o grupo de especies siempre es recomendable usar estos datos generales. Sin embargo, en bosques donde existe una buena estratificación que toma en cuenta diferencias en abundancia de las especies más importantes (en términos económicos y ecológicos), recomendamos calcular la IC y el volumen permisible aprovechable por hectárea para cada estrato por aparte. Para especies específicas, que ocurren en parches, se podría justificar un reajuste de la IC , del volumen aprovechable y aún del DMC (en ocasiones muy excepcionales) en cada POA, siempre y cuando el censo para elaborar este POA haya sido acompañado por un muestreo de la regeneración establecida de estas especies.

Es importante observar que a veces, como en el ejemplo anterior, trabajamos con cifras muy bajas. Aunque éstas son una buena ayuda para determinar el marco silvicultural, puede ocurrir que hay desviaciones grandes entre un área de bosque y otra, por la alta variabilidad de los datos de inventario. Los cálculos citados arriba sirven como una herramienta o una guía para la planificación silvicultural. Sin embargo, no se deben interpretar como una camisa de fuerza, sino más bien se debe poner atención a la detección de desviaciones de los datos promedio en el bosque bajo aprovechamiento en un año determinado. La aplicación temprana de muestreos adicionales, por ejemplo el muestreo diagnóstico discutido más adelante en la sección 6.2, puede ayudar a un mejor conocimiento de algunos sitios del bosque.

6.1.7.5 ¿Qué implica la estratificación para los valores de los criterios silvícolas en el ejemplo de La Mosquitia hondureña?

En el ejemplo, un reconocimiento del bosque mediante el inventario general resultó en estratos claramente diferentes en cuanto a la presencia de *Swietenia*, *Cedrela* y *Carapa*. En consecuencia, cuando el grupo de Layaşiksa-Siksatingni-Wisplini (LSW) pretende aprovechar un estrato con mayor presencia de la primera especie, se debe revisar la intensidad de corta. La distribución diamétrica del número de árboles, área basal y volumen por hectárea de *Swietenia macrophylla* para un solo estrato aparecen en el cuadro 6.19. Si se aplican el CC de 30 años y el DMC de 50 cm, podemos ver que el área basal disponible para la recuperación es de $0,55 \text{ m}^2/\text{ha}$, el área basal aprovechable es de $0,96 \text{ m}^2/\text{ha}$, y entonces la IC se debe bajar del 75% calculado originalmente con base en datos de todo el bosque, a 57% (a 60%). Considerando que hay relativamente poca regeneración establecida, esta IC menor conviene porque deja más árboles que podrían servir como árboles padres para la nueva regeneración. Note que con esta IC , para este estrato, el volumen permisible por hectárea será $60\% * (\text{suma del volumen en clases } >50 \text{ cm}) = 0,6 * 7,3 = 4,4 \text{ m}^3/\text{ha}$. Suponiendo que el grupo responsable del manejo prefiere cortar en este estrato todos los años, complementando la cosecha de este estrato con cortas en otros estratos, el área de corta anual (ACA) promedio será (área de



estrato/CC) = (3164/30) = 105 ha. El VCAP promedio para este estrato será entonces (área de corta anual) * 4,4 m³/ha = 105 ha/año * 4,4 m³/ha = 462 m³/año.

Cuadro 6.19. Distribución diamétrica del número de árboles, volumen y área basal de individuos de *Swietenia macrophylla* en el estrato "bosque latifoliado maduro de suelos drenados" del área de manejo LSW, Honduras

	Clase diamétrica (cm)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	>50
Arb/ha	2,3	2,8	2,6	2,7	2,0	1,0	0,3	0,1	0,0	3,4
Vol. (m ³ /ha)	0,3	1,7	3,1	6,2	3,5	2,5	1,0	0,2	0,2	7,4
Area basal (m ² /ha)	0,04	0,14	0,23	0,43	0,46	0,32	0,14	0,03	0,02	0,96

Fuente: Archivos MOPAWI Y CATIE-TRANSFORMA

Para todo el bosque productivo (11 000 ha), el ACA es 367 ha, lo que significa que además de cortar anualmente en 105 ha del estrato con mayor presencia de *Swietenia*, se puede cortar una cantidad de madera en 260 ha distribuidas de manera ordenada en los otros estratos.

Finalmente, recomendamos aplicar la intensidad de corta por clase diamétrica y por especie. Solo en casos donde la distribución del área basal por especie y clase diamétrica es muy irregular se puede justificar, por ejemplo, aumentar la intensidad de corta de una especie en una clase donde haya muchos individuos, compensando el área basal adicional removida en esa clase con una reducción de la intensidad de corta de la misma especie en otra clase diamétrica.

En esta sección hemos:

- Presentado los conceptos básicos de inventarios forestales.
- Explicado que, en el análisis y uso de datos, es importante estar consciente de la calidad del inventario.
- Establecido que la calidad se refleja en aspectos de representatividad y confiabilidad.
- Expuesto los aspectos más importantes de la representatividad de inventarios (diseño, tamaño y forma de parcelas, tamaño de la muestra).
- Resumido la estadística básica necesaria para el análisis e interpretación de inventarios corrientes.
- Destacado la importancia de estandarizar la presentación de los datos y tener un lugar seguro para su almacenamiento.
- Ilustrado, con un ejemplo, la interpretación de un inventario con fines de planificación silvicultural.



6.2 Muestreos silviculturales

Existen varios tipos de muestreos silviculturales para conocer el estado silvicultural del bosque y su potencial de producción de madera. El estado silvicultural de un bosque se refiere principalmente al acceso a recursos escasos por parte de los árboles de interés para el dueño o usuario del bosque. Ya vimos en el capítulo dos, que para los bosques tropicales húmedos el recurso más escaso es la luz. Entonces, para conocer el estado silvicultural de un bosque, se debe tener una buena idea de la competencia por luz a la cual están sujetos los árboles que se desea favorecer. Esto requiere una evaluación del espacio de cada árbol para el desarrollo de su copa, y de la posición de la copa en relación con el dosel superior. En bosques más secos, o sobre suelos pobres, la competencia por agua y por nutrimentos, respectivamente, podría ser un indicador del estado silvicultural de esos bosques. Ambos requieren una definición del espacio que necesita cada árbol para un buen desarrollo de sus raíces, y la posición (profundidad) de las raíces en relación con el nivel del agua subterránea. La mayor parte de la experiencia de eliminación de árboles competidores se ha dado en bosques húmedos; en este sentido es necesario realizar investigaciones más profundas sobre el acceso a los recursos agua y nutrientes y el espaciamiento entre árboles maduros en bosques donde estos recursos son más limitantes que la luz. Un análisis preliminar de parcelas permanentes en bosques subtropicales de El Petén, Guatemala, sin embargo, muestra que también en estos bosques existe una relación entre la forma e iluminación de la copa y el crecimiento.

El principal tipo de muestreo que se ha aplicado en América Central es el muestreo diagnóstico (MD), para evaluar la competencia por luz. Existen tres versiones en América Central: la de Hutchinson (1993), una adaptación descrita por Stanley (1998) para Guatemala, y otra adaptación de Quirós (1998b) para Costa Rica. La principal diferencia entre las primeras dos versiones es el método de interpretación de los datos, y difieren de la tercera, principalmente por el tamaño de la vegetación muestreada: Hutchinson y Stanley incorporan la vegetación a partir de 30 cm de altura en tres categorías de tamaño de vegetación (fustal, latizal y brinzal), mientras que Quirós se limita a árboles a partir de un dap de 10 cm (fustales).

Además, Quirós considera que es necesario complementar el MD con un muestreo de los árboles remanentes (árboles > DMC, muestreo de remanencia) y de la vegetación con dap entre 10 cm y el DMC (muestreo silvicultural). Para dar seguimiento y evaluar la regeneración de menor tamaño, Sáenz y Finegan (2000) proponen un muestreo basado en las experiencias en Malasia y adaptadas para América Central. En esta sección brevemente discutiremos cada tipo de muestreo y daremos un ejemplo de la interpretación de sus resultados.

6.2.1 El muestreo diagnóstico

Hutchinson (1993, p13) define el MD como "una operación intencionada para estimar la productividad potencial de un rodal". Su intención era realizar un MD para acompañar el inventario forestal, y así rápidamente tener una idea del estado de la competencia en el bosque, y de la distribución de árboles "deseables sobresalientes". Así se llama al mejor entre los árboles comercialmente deseables en un cuadrado de 10 x 10

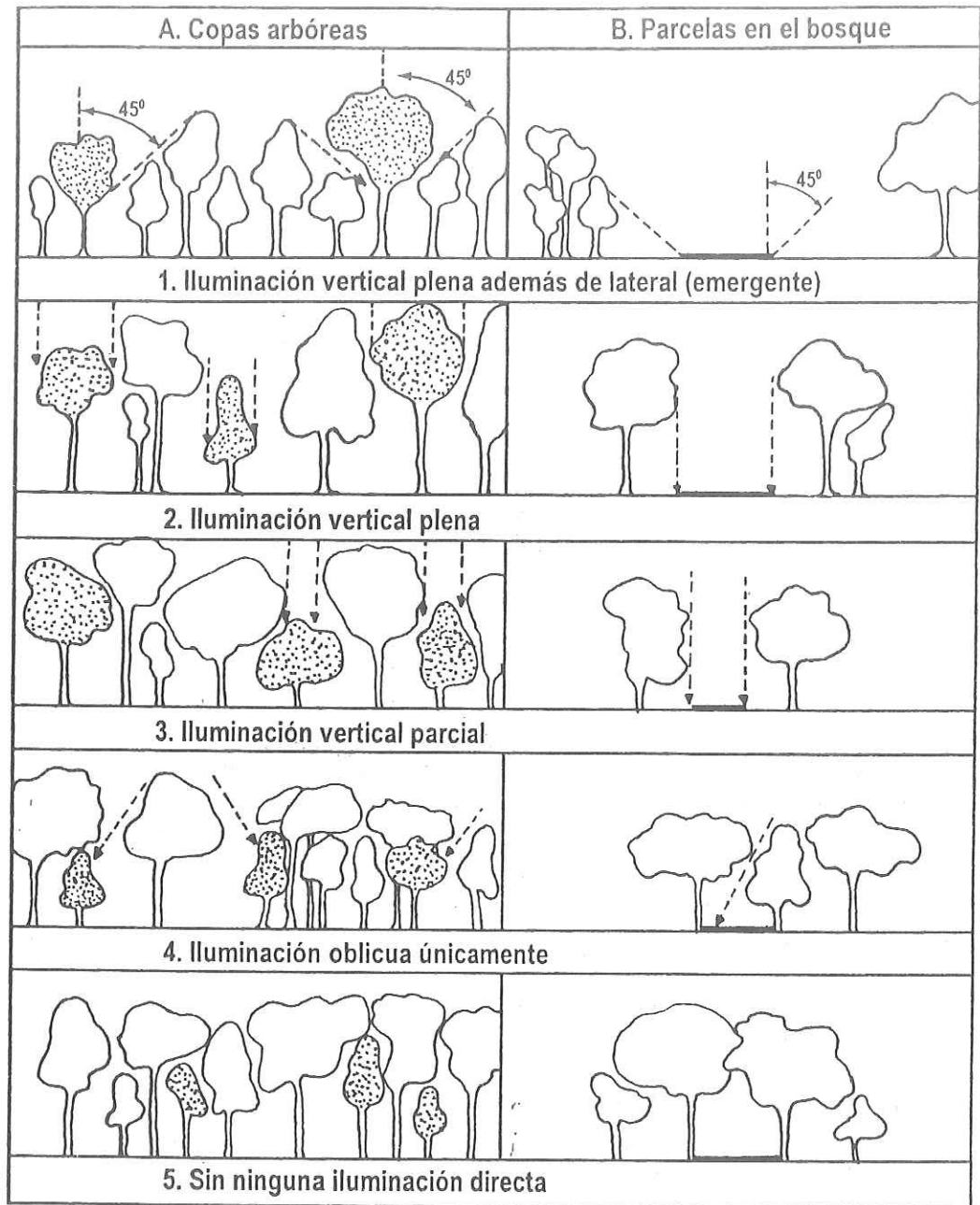


m; este árbol debe tener un dap menor al DMC, un solo tronco, sano, bien formado y con una copa bien formada y vigorosa. El MD a veces se realiza simultáneamente con el inventario general; por ejemplo en Guatemala y en algunos casos en Costa Rica, donde el aprovechamiento es limitado a pocos árboles por hectárea (<4) o se concentra en manchas. Muchas veces, sin embargo, se realiza después del aprovechamiento para poder incorporar el efecto del mismo sobre el estado del bosque remanente. El MD es particularmente importante en bosques que recién se empiezan a manejar.

El MD, según Hutchinson, se deriva de los muestreos de regeneración aplicados en Malasia durante los años 30, aunque también fue utilizado como operación silvicultural en el Sistema Uniforme de Malasia (SUM, ver capítulo 3 sobre sistemas silviculturales) para evaluar la regeneración en sus diferentes fases de desarrollo. El SUM es un sistema monocíclico con el fin de establecer un bosque coetáneo (capítulos 2 y 3), y su éxito depende de un buen desarrollo de la vegetación en diferentes fases de crecimiento. Entonces, experimentos empíricos para la evaluación del estado de desarrollo resultaron en muestreos de la vegetación arbórea en diferentes momentos después del aprovechamiento. Una vez removido el dosel e iniciado el proceso de regeneración del bosque, se evaluaron los brinzales. Los latizales y fustales se evaluaron cuando ellos dominaron la vegetación, unos 10 años después del aprovechamiento (los latizales) y de 15 a 20 años después (los fustales). Se evaluaron los brinzales, los latizales y los fustales. La principal ventaja del muestreo diagnóstico sobre otras evaluaciones de la regeneración es que toma en cuenta la distribución de la regeneración, y no se limita al puro conteo del número de individuos. Por la tendencia de muchas especies de regenerar en parches, el número total de brinzales, latizales o fustales por especie tiene menos importancia que su distribución en el bosque. Por competencia intraespecífica (ver capítulo 2), pocos individuos de la regeneración en parches sobrevivirán.

En América Central, donde al contrario del SUM en Malasia, se pretende mantener la estructura discetánea del bosque, los tres muestreos de la vegetación en diferentes fases de desarrollo fueron combinados en uno, manteniendo el tamaño de parcela más grande de los muestreos del SUM (10 x 10 m). Hutchinson considera que ese tamaño se justifica porque cada árbol maduro necesita más o menos un espacio de 100 m², lo que significaría que cada parcela representa el espacio potencial de un árbol. Si esta parcela contiene un deseable sobresaliente, quiere decir que se está usando el potencial. El MD identifica en cada parcela el mejor árbol comercial (deseable sobresaliente), y evalúa el grado de competencia a la que está sujeto, mediante una clasificación de la iluminación de la copa (Fig. 6.10).

Ya que el MD tiene como objetivo evaluar la productividad futura del bosque, los sobresalientes deben tener un dap menor al DMC. Sin embargo, a menudo quedan árboles grandes después de un aprovechamiento, los cuales pueden competir por luz con los árboles de la futura cosecha. Por esta razón, Hutchinson sugiere que se tomen datos sobre los árboles "remanentes sobresalientes" durante el MD, y se registren por separado. En el caso de que la frecuencia de árboles maduros sea alta, significaría que la primera intervención en el bosque puede ser una cosecha de los árboles comerciales remanentes; pero si esta intervención no crea suficiente espacio para los árboles de futura cosecha, se pueden eliminar árboles grandes no comerciales por medio de anillamiento.



La metodología del MD es sencilla y tiene cinco pasos (adaptado de Hutchinson 1993 y Quirós 1998a):

1. Determinar y aplicar el diseño, intensidad del muestreo y tamaño y forma de las unidades de registro. El tamaño y forma recomendado por Hutchinson es de un cuadrado con dimensiones de 10 x 10 m por razones previamente explicadas. El diseño puede ser al azar o sistemático. Sin embargo, generalmente se aplica un diseño sistemático por razones prácticas: si se trabaja sobre las líneas de los inventarios forestales o del censo es fácil ubicar cada parcela a distancias fijas. La intensidad del muestreo es menos importante que el número de parcelas. Hutchinson (1993) indica



que por razones de análisis, el número debe estar entre 100 y 500 unidades. Un número de parcelas menor a 100 reduce la confiabilidad y representatividad de las parcelas, mientras que un número mayor a 500 no da mucho información adicional.

2. Definir las especies comerciales y su prioridad en la selección de deseables sobresalientes. La prioridad generalmente se define según precio en el mercado.

3. Determinar el deseable sobresaliente (DS) en cada parcela. Para esta fase, Hutchinson describe cuatro pasos.

Primer paso: identificar un árbol que satisface las normas requeridas para ser un DS:

- Es el mejor (muchas veces el más alto o el de mayor diámetro) entre los árboles comercialmente deseables en el cuadrado.
- Tiene un dap entre 10 cm y el DMC.
- Es de un solo tronco, sano, bien formado, que contenga (o parezca que va a tener) una sección recta de por lo menos cuatro metros de largo, libre de defectos, deformaciones o nudos grandes.
- Tiene una copa bien formada y vigorosa.

Segundo paso: si el cuadrado no contiene un árbol sobresaliente, buscar un latizal que cumple con los siguientes requisitos:

- Es de una especie de valor comercial.
- Tiene un dap entre 5,0 y 9,9 cm.
- Tiene un solo tronco recto, sano, libre de defectos y deformaciones y sin ramas pesadas.
- Tiene una copa bien formada y vigorosa.

Tercer paso: si tampoco hay un latizal sobresaliente, buscar un brinzal de:

- Especie comercial.
- Tamaño >30 cm de altura pero <4,9 cm dap.
- Un solo tronco recto sin daños ni defectos visibles.
- Copa bien formada y vigorosa.

Cuarto paso: si al final no hay ningún individuo sobresaliente de los tamaños indicados, la parcela está desocupada, pero puede ser potencialmente productiva (si contiene vegetación de algún tipo) o permanente improductiva (si el sitio es de muy mala calidad y/o sin cualquier tipo de vegetación). En estas parcelas se estima la iluminación a 1,3 m sobre el suelo en el centro de la parcela.

4. Evaluar el DS. Medir, estimar y registrar el dap del DS y el grado de iluminación y de infestación de lianas del DS (cuadro 6.20).

5. Presentación y análisis de la información. En un cuadro, se presentan los datos del número de individuos por clase de iluminación (filas) y clase diamétrica de DS (columnas) agregando el total por clase y el porcentaje que significa este total en relación con el número total de parcelas (por ejemplo, cuadro 6.21). En otro cuadro se presenta el número de individuos por clase de infestación de lianas y por clase de DS.



Cuadro 6.20. Formulario utilizado para la recolección de información del muestreo diagnóstico (Quirós 1998a).

Fecha:
 Lugar:
 Número de picada o carril:
 Distancia entre picadas:
 Anotador:
 Tipo de bosque:

No. de parcela	Nombre común	Clase de DS	Dap (cm)	Clase de iluminación de copa	Grado de infestación de lianas	Observaciones

Clase de Deseable Sobresaliente: 1 = fustal 2 = latizal 3 = brinzal 4 = ninguno
 Clase de iluminación: 1 = iluminación vertical y lateral plena
 2 = iluminación vertical plena 3 = iluminación vertical parcial
 4 = sólo iluminación oblicua 5 = sin iluminación
 Clase de infestación de lianas: 1 = sin lianas 2 = lianas en fuste 3 = lianas en fuste y copa, no compiten con el árbol
 4 = lianas en fuste y copa, compiten con el árbol

Observaciones: por ejemplo para parcelas vacías, se toma la iluminación en el centro del cuadrado a la altura del pecho.

El MD no ofrece información al 100% para prescribir tratamientos, ya que no nos da una indicación de la densidad del bosque (en términos de área basal), o de las oportunidades para reducir esta densidad. Por lo tanto, se propone complementar este muestreo (Quirós 1998b). En primera instancia, se modifica el MD, siguiendo el mismo procedimiento, pero considerando sólo los fustales como DS. Si no hay DS de este tamaño se declara la parcela vacía. Con esta modificación se busca dar mayor énfasis a la distribución de los fustales por clase diamétrica. El Cuadro 6.21 muestra un ejemplo de MD modificado.

Cuadro 6.21. Distribución diamétrica del número de unidades con un árbol deseable sobresaliente por clase de iluminación (DS ≥ 10 cm dap) y de las unidades de registro vacías (número de unidades totales) basado en un muestreo de 401 unidades de 10 x 10 m. Datos del sitio de investigación Los Laureles de Corinto, en la zona atlántica de Costa Rica

Clase de iluminación de copa	Clase diamétrica (cm)					No.	Total DS %*	Unidades vacías	
	10-19,9	20-29,9	30-39,9	40-49,9	50-59,9			No.	%*
1	0	1	1	0	2	4	1	3	1
2	2	1	10	9	12	34	8	3	1
3	9	11	22	14	7	63	16	22	5
4	7	8	4	0	0	29	7	79	20
5	3	0	0	0	0	3	1	161	40
Total	31	21	37	23	21	133	--	268	--
%	23	16	28	17	16	--	33		67

*Este valor corresponde al mismo valor de individuos por ha, porque hay 100 unidades de registro/ha
 Fuente: Quirós 1998c

Los resultados indican que en este bosque hay 33 DS/ha; o sea que de cada 100 parcelas de 1 ha, 67 están sin deseable sobresaliente (vacías). Estas últimas parcelas pueden tener árboles de especies comerciales, pero que no tienen las características que les hace



clasificar como sobresalientes. Con base en la experiencia de CATIE en Costa Rica, consideramos que el número de 33 DS es suficiente para garantizar una próxima cosecha. Esto significa que no es necesario aplicar actividades que favorecen el establecimiento de la nueva regeneración.

De los 33 individuos DS, 9 tienen buena iluminación (clases 1 y 2), 16 tienen algún grado de competencia (iluminación de clase 3) y 8 claramente están compitiendo por luz. En otras palabras, 73% de los DS podrían beneficiarse con la eliminación de la competencia por luz (cifras en negrita en cuadro 6.21). Esto nos indica que es tiempo de considerar tratamientos silviculturales como una liberación, un refinamiento, o un saneamiento (ver capítulo 4 sobre tratamientos silviculturales).

Aún con esta información no se tiene suficiente criterio para prescribir un tratamiento. Por lo tanto se recomienda complementar la información con un muestreo de remanencia y un muestreo silvicultural, utilizando la misma parcela (Quirós 1998b).

6.2.2 Muestreo de remanencia

Con este muestreo se toman datos sobre los árboles remanentes mayores o iguales al DMC, o 10 cm menores que el DMC (en Costa Rica se miden los árboles remanentes a partir de 50 cm dap; el DMC es de 60 cm). Se colecta información como especie, dap y causa de remanencia, además de número de árboles remanentes por clase diamétrica, por causa y por especie, y número de parcelas ocupadas por DS y árboles remanentes en relación con el número de parcelas del muestreo. Esta información determina si los árboles remanentes juegan un papel importante en la competencia con los DS. El cuadro 6.22 da un ejemplo de la presentación de los datos de remanencia por clase diamétrica.

Cuadro 6.22. Ejemplo de información obtenida con un muestreo de remanencia (>50 cm dap/ha) en el sitio de investigación Los Laureles de Corinto, en la zona atlántica de Costa Rica

Tipo de remanencia	Clase diamétrica (cm)				Total	%
	50-59,9	60-69,9	70-79,9	>80		
Forma (1)	2,9	2,2	0,7	0,5	6,3	19
Estado fitosanitario (2)	2,2	0,5	0,5	1,7	4,9	15
Reserva (3)	6,4	4,9	2,4	4,9	18,6	56
Potencial (4)	0,2	0,0	0,2	0,0	0,4	1
Indeseable (5)	1,5	0,7	0,2	0,5	2,9	9
Total	13,2	8,3	4,0	7,6	33,1	---
%	40,0	25,0	12,0	23,0	---	100

Fuente: Quirós 1998c

(1) Individuos cuya extracción es poco o nada rentable debido a las características de la forma del fuste

(2) Árboles con pudriciones, ataque de fitopatógenos o cualquier otra afección que perjudica la calidad

(3) Árboles portadores y otros comerciales dejados por restricciones legales, técnicas o de mercado

(4) Especies marginadas en el mercado pero para las que se prevé demanda a corto plazo

(5) Individuos que no pertenecen a especies comerciales (especies sin valor en el mercado)

De la información del cuadro 6.22 se puede concluir que, en caso que fuera necesaria una eliminación de competidores, se podría pensar en eliminar árboles con mala forma, mal estado fitosanitario, e individuos de especies no comerciales, hasta un total de 14,1 árboles por hectárea, dependiendo del área basal total que se podría eliminar. Por lo tanto, el muestreo nos orienta hacia el tipo de tratamiento recomendable. En este caso,



lo más recomendable será un tratamiento de saneamiento (mejora) y/o un refinamiento (ver capítulo 4 sobre tratamientos para una discusión más detallada).

6.2.3 Muestreo de la estructura horizontal

El objetivo de este muestreo es obtener información sobre el grado de competencia por espacio en el bosque (Quirós 1998b). Para ello se hace un conteo y medición del dap de la regeneración establecida y las palmas que tengan >10 cm dap, siempre en la misma parcela y simultáneamente con los muestreos diagnóstico y de remanencia.

Los resultados del muestreo de la estructura horizontal se presentan en un cuadro con la distribución de individuos y el área basal por clase diamétrica y por grupo de especie (comercial y no comercial). Se puede agregar un cuadro con la distribución diamétrica del número de árboles por calidad de fuste.

El área basal que resulta del muestreo se compara con el área basal original del inventario, para estimar el área basal eliminada por el aprovechamiento y sus daños, y, en consecuencia, el área basal que todavía se podría sacar en operaciones silviculturales posteriores. Para la realización de este muestreo es particularmente importante esperar hasta que no mueran árboles como resultado directo del aprovechamiento. En los bosques húmedos tropicales de Costa Rica, el total en área basal a remover no debe sobrepasar el 40% del área basal original. Por ejemplo, en Honduras se establecieron límites diferentes para el área basal total antes del aprovechamiento (cuadro 6.23). La información detallada de este inventario da aún más criterios para la prescripción del tratamiento, e indica claramente cuánto eliminar y en qué especies se concentrará el tratamiento.

Cuadro 6.23. Área basal eliminable por aprovechamiento, daños y tratamientos, en relación con el área basal original antes del aprovechamiento

G antes del aprovechamiento (m ² /ha)	G (%) que se puede sacar por aprovechamiento, daños y tratamientos
>24	35
20 - 24	30
<20	25

Si comparamos con el bosque de los cuadros 6.21 y 6.22, podemos ver que existe la necesidad de un tratamiento (73% de DS están sujetos a competencia, cuadro 6.21), y que se podría aplicar un tratamiento para sacar los árboles grandes (>50 cm dap), de mala forma o en mal estado sanitario (cuadro 6.22). El Cuadro 6.24 nos indica que ya se han sacado 4,5 m²/ha, 16% del área basal original. Esto dejaría espacio para un tratamiento que afectaría hasta 6,5 m²/ha, para llegar a una remoción total de 40% del área basal original.



Cuadro 6.24. Número de árboles y área basal por hectárea en el sitio de investigación Los Laureles de Corinto, zona atlántica de Costa Rica, antes y después del aprovechamiento (vegetación > 10 cm dap, incluye palmas)

	Árboles/ha			Área basal (m ² /ha)		
	Antes	Después	Diferencia	Antes	Después	Diferencia
Total	451	395	56	27,5	23,0	4,5
%	100	88	12	100	84	16

Fuente: Quirós 1998c

En el mismo caso de Los Laureles de Corinto, 10,4 m²/ha del G total de 23,0 m²/ha de bosque después del aprovechamiento corresponden a una especie: Gavilán (*Pentaclethra macroloba*). La mitad (5,2 m²/ha) son individuos con un dap > 50 cm, pero de mala forma o en mal estado fitosanitario (Quirós 1998c). Se recomendaría, entonces, enfocar el tratamiento en los árboles grandes de esta especie y remover hasta 6,5 m²/ha del área basal.

En un ensayo realizado antes de la aplicación de los tratamientos, se propuso eliminar 5,4 m²/ha; el 69% correspondió a gavilán y 31% a otras especies; además, 57% fueron árboles mayores a 50 cm dap. Los datos del ensayo, entonces, confirmaron la recomendación de un saneamiento para eliminar todos los árboles de mala forma y en mal estado fitosanitario, principalmente de gavilán, y que impedían el acceso a la luz a los individuos de futura cosecha. Este tratamiento fue complementado con una liberación dirigida, eliminando árboles de otras especies y tamaños que competían por luz (Quirós 1998c). Busque en el Capítulo 4 mayores detalles sobre los tratamientos silviculturales.

Para la aplicación de los diferentes muestreos silviculturales es importante tener en cuenta que el significado de estos muestreos se encuentra principalmente en la planificación de tratamientos silviculturales y por ende, generalmente se aplican 1 a 2 años después del aprovechamiento.

Los muestreos se pueden hacer antes del aprovechamiento para diseñar los tratamientos y aplicarlos al mismo tiempo del aprovechamiento. Esto es factible si los efectos del aprovechamiento sobre la masa remanente son predecibles o despreciables. Por ejemplo, si se corta un solo árbol por hectárea no cambiaría el estado silvicultural del bosque. En este caso, un MD antes del aprovechamiento podría resultar en recomendaciones sobre tratamientos silviculturales a aplicar en el momento mismo del aprovechamiento, con lo que se evitaría tener que entrar de nuevo al bosque para la planificación y ejecución de los tratamientos. En áreas donde los árboles aprovechables ocurren en parches, estos probablemente quedarán muy abiertos, mientras que la vegetación entre parches quedará casi en el mismo estado de antes del aprovechamiento. En este caso también vale la pena hacer los muestreos antes del aprovechamiento y aplicar los tratamientos simultáneamente.

Hay que tener cuidado, sin embargo, porque cuando los aprovechamientos son más intensivos y dispersos, los muestreos silviculturales antes del aprovechamiento pueden resultar en recomendaciones poco eficientes y hasta equivocadas, ya que en estos casos el aprovechamiento puede causar cambios considerables en el estado silvicultural del bosque. Por esta razón, repetimos la recomendación general de aplicar los muestreos citados uno a dos años después del aprovechamiento.



Se considera prudente dar seguimiento al estado silvicultural de la vegetación deseable remanente mediante una repetición del muestreo cada ocho a diez años, para ver si hay necesidad de otro tratamiento, ya que se espera que los efectos de los tratamientos se reduzcan con los años (Graaf 1986, Camacho y Finegan 1997).

6.2.4 Muestreo de la regeneración

En algunas ocasiones -por ejemplo, en proyectos con componentes de investigación o en bosques con deficiencias en la regeneración establecida- como en el caso de *Magnolia* en Honduras, se hace necesario conocer mayores detalles sobre la presencia y distribución de la regeneración natural no establecida (vegetación <10 cm dap) para justificar y fundamentar los lineamientos de un manejo forestal ecológicamente sostenible. Estos inventarios son más intensivos que el MD y dan a conocer con mayor profundidad las primeras fases de desarrollo de las especies presentes en general, y específicamente las de mayor interés para el manejo. Al respecto recomendamos la metodología descrita por Sáenz y Finegan (2000), en la que se detalla claramente las categorías determinadas para este tipo de vegetación, el tamaño y demarcación de las unidades de registro y otros aspectos metodológicos de interés.

En resumen, se observa la cantidad y distribución de la regeneración en las clases de brinzales (0,3 a 1,5 m de altura), latizales bajos (1,5 m de altura a 4,9 cm dap) y latizales altos (5 cm a 9,9 cm dap), aunque Sáenz y Finegan (2000) también estudian los fustales (10 cm dap al DMC). Los tamaños de parcelas usados son: 2x2 m para brinzales, 5x5 m para latizales altos y bajos y 10x10 m para fustales. Sáenz y Finegan (2000) sugieren hacer el muestreo en las mismas parcelas del MD, estableciendo en cada parcela de 10x10 m dos parcelas de 5x5 m y cinco parcelas de 2x2 m.

En esta sección hemos:

- Discutido los varios muestreos para determinar el potencial del bosque para la producción de madera comercial.
- Establecido que varios muestreos son complementarios y se pueden realizar simultáneamente en las mismas parcelas.

6.3 Parcelas Permanentes de Medición

Camacho (2000) define una Parcela Permanente de Medición como: "... un sitio permanentemente demarcado y periódicamente medido con el objetivo de identificar, describir y cuantificar los procesos dinámicos del bosque. La meta de los esfuerzos de investigación en PPM es el desarrollo de modelos cuantitativos que permitan organizar los conocimientos de una manera lógica y estimar el comportamiento del sistema bajo diferentes condiciones".



Las mediciones en PPM nos dan información sobre la dinámica del bosque (mortalidad, natalidad y crecimiento) sumamente importante para la planificación del manejo forestal y las actividades silviculturales. Como se indicó al inicio de este capítulo, sin estos datos estamos limitados a realizar proyecciones del comportamiento del bosque con base en estimaciones de otros sitios, las cuales pueden ser incorrectas para el sitio a manejar.

Entre los manuales que hacen referencia al respecto, se recomiendan Synnott (1979), Camacho (2000) y Pinelo (2000), los primeros enfocan el tamaño de las parcelas de medición en 1,0 ha; mientras que el último, por razones propias de los bosques del Petén en Guatemala, recomienda el establecimiento de parcelas de 0,25 ha.

El Cuadro 6.25 presenta las recomendaciones mínimas para establecer PPM; para más detalles, ver Camacho (2000). La Fig. 6.11 muestra el diseño de una PPM. Estas PPM pueden formar parte de una red que tenga como objetivo conocer la dinámica de tipos de bosques con o sin aprovechamiento, o puede formar parte de un experimento científico para estudiar los efectos del aprovechamiento y tratamientos silviculturales sobre el bosque o un grupo de especies dentro del bosque. En el primer caso, las parcelas generalmente se encuentran dispersas; en el segundo, es preferible tener las parcelas dentro del mismo tipo de bosque y cercanas unas de otras, para reducir diferencias entre los resultados debido a diferencias de sitio.

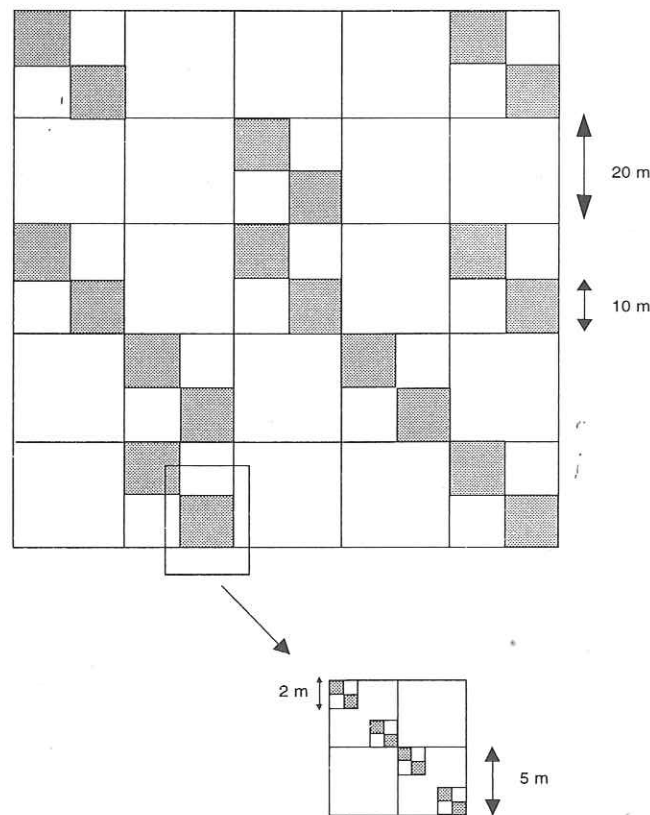


Fig. 6.11 Diseño de una PPM de 1 ha (100x100 m), con cuadrados de 20x20 m para medir los árboles a partir de 10 cm dap y subcuadrados de 10x10 m (latizales altos), 5x5 m (latizales bajos), 2x2 m (brinzales) y 1x1 m (plántulas). Se recomienda medir diez subcuadrados de 10x10 m, ubicados al azar dentro de la PPM.



Cuadro 6.25. Recomendaciones para el establecimiento de parcelas permanentes de medición (PPM).

Aspecto	Recomendación	Observaciones
Intensidad	1 por 150-200 ha (Synnott 1979)	<ul style="list-style-type: none"> • Depende de uniformidad del bosque • Requiere cálculo de variabilidad de parámetros a medir • Importante tener parcelas en cada tipo de bosque (o estrato) que sea aprovechado • Preferiblemente tres parcelas en áreas aprovechadas y tres en áreas no aprovechadas (testigos) por tipo de bosque
Tamaño	1 ha	<ul style="list-style-type: none"> • También depende de la variabilidad y el tipo de los parámetros (ver sección 2.2, tamaño de parcelas) • Debe ser suficiente grande para absorber la variación en área basal y estructura vertical debido a aperturas en el dosel (ver capítulo 1 sobre claros)
Forma	Cuadrado	<ul style="list-style-type: none"> • Largo de límites menor a rectángulos • Mejor representación, menor variación • Ubicación más fácil y segura • Más fácil subdivididos que círculos, y más fácil establecer límites
Sub-divisiones	En 25 cuadrados de 20x20m y 100 cuadrados de 10x10m	<ul style="list-style-type: none"> • Para facilitar toma de datos y sub-muestreo • Solamente marcar 25 cuadrados
Diseño	Al azar, estratificado en pares, o sistemático en un sistema de rejilla rectangular	<ul style="list-style-type: none"> • Para calcular límites de confiabilidad • Sistemático es más eficiente en detectar cambios sobre gradientes en el terreno
Ubicación	En bosque productivo aprovechado y testigo	
Actividades	Demarcación permanente, describir parcela inicial, marcación, numeración y ubicación de árboles, marcación de punto de medida	
Medidas	Todos los árboles a partir de un diámetro mínimo dap, altura de fuste, superficie de la proyección vertical de la copa, posición de copa, forma de copa, trepadores, causa de muertos, calidad de fuste	



Durante el 2000, una empresa en la RAAN de Nicaragua cooperó con CATIE en un estudio de tipología de los bosques dentro de su concesión. Para este fin se ampliaron las nueve PPM ya existentes con PPM ubicadas en otros tres tipos de bosque y sobre los gradientes entre tres de los diferentes tipos de bosques reconocidos en fotos aéreas (Pérez 2000).

En América Central ya existe un gran número de PPM. En El Petén de Guatemala, por ejemplo, hay 72 PPM de 0,25 ha, la mayoría manejados por la ONG Fundación Naturaleza Para la Vida (Carrera, com. pers.). La recién formada Red de Sitios de Investigación con sede en el CATIE, Costa Rica, está compilando una red de PPM existentes y nuevas, con el fin de cubrir los diferentes tipos de bosque en la zona húmeda tropical de América Central. Las PPM establecidas en La Mosquitia de Nicaragua forman parte de esa red, así como las de Costa Rica, Honduras y Panamá. Algunas de estas PPM ya tienen suficiente años de mediciones para servir como base de publicaciones sobre la dinámica del bosque (Pinelo 1997, Camacho y Finegan 1997).

En esta sección hemos:

- Hablado de objetivos, diseño e importancia de las parcelas permanentes de medición.

6.4 Bibliografía

- Calderón, A.; Louman, B. 1998. IBL2 para windows; programa de procesamiento de datos de inventarios forestales. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Camacho, M. (comp). 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical; guía para el establecimiento y medición. CATIE. Serie Técnica. Informe técnico No. 42. 52 p.
- Camacho, M.; Finegan, B. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica. CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico no. 295. 38 p.
- Carrera, F. 1996. Guía para la planificación de inventarios forestales en la zona de usos múltiples de la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Turrialba, Costa Rica, CONAP/CATIE. Colección Manejo Forestal en la Reserva de la Biosfera Maya no. 3. 39 p.
- CATIE-TRANSFORMA/MADENSA 1999. Manual de campo, inventario forestal en bosque latifoliado Awastingni. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 13 p.
- Dauber, E. 1995. Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento. Santa Cruz, Bolivia, Proyecto BOLFOR.
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Serie Técnica, Informe Técnico no 188. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales no. 5. 28 p.
- Finegan, B.; Delgado, D. 1997. Bases ecológicas para el manejo de bosques tropicales. 1: los ambientes forestales tropicales y el ajuste de las especies vegetales. Notas de clase, curso de capacitación Manejo y silvicultura de los bosques tropicales, CATIE, marzo-abril 1998, Turrialba, Costa Rica. pp. 1-14.
- Graaf, RN. de. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Holanda, Agricultural University Wageningen. 250 p.
- Guariguata, M. 1998. Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Serie técnica. Informe técnico no. 304. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 14. 27 p.
- Hutchinson, I.D. 1993. Puntos de partida y muestreo silvicultural para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. CATIE. Serie técnica. Informe técnico no. 204. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales no. 7. 32 p.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Rossdorf, Alemania, Deutsche Gesellschaft fur Technische Zusammenarbeit (GTZ). 335 p.



- Liebermann, D.; Liebermann, M.; Hartshorn, G.; Peralta, R.. 1985. Growth rates and age size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 1:97-109.
- Louman, B.; Carrera, F. 1997. Pautas para el manejo del bosque secundario Florencia Sur, Turrialba, Costa Rica. In *Actas de la III semana científica celebrada de 3 al 5 de febrero 1997*. CATIE, Turrialba, Costa Rica. pp. 235 -239.
- MOPAWI, Fundación VIDA, FINZMOS, WWF, y CATIE-TRANSFORMA. Plan de manejo forestal bosque latifoliado en usufructo: Layasicsa-Siksatingni-Wisplini. Puerto Lempira, Honduras, AFE-COHDEFOR. 61 p.
- Ortiz, E. 2001. Inventarios forestales. CATIE. Serie Técnica, Manual Técnico. 150 p. (En prep.)
- Pérez Flores, M. 2000. Composición y diversidad de los bosques de la Región Autónoma del Atlántico Norte nicaragüense: una base para el manejo sostenible. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, C.R. 155 p.
- Pineda, P.A. 1996. Diseño y aplicación de un inventario forestal diversificado (productos maderables y no maderables) en El Petén. Tesis M.Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 71 p + anexos.
- Pinelo, G.I. 1997. Dinámica del bosque petenero: avances de investigación en Petén, Guatemala. CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico No. 296. Colección Manejo Forestal en la Reserva de la Biosfera Maya no. 7. 46 p.
- Pinelo Morales, G. 2000. Manual para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. CATIE. Serie Técnica, Manual Técnico No. 40. 52 p.
- Prodan, M.; Peters, R.; Cox, F.; Real, P. 1997. Mensura forestal. Serie investigación y educación en desarrollo sostenible. Proyecto IICA/GTZ sobre agricultura, recursos naturales y desarrollo sostenible. San José, Costa Rica. 561 p.
- Quirós, D.; Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica. CATIE. Serie Técnica. Informe técnico no 225. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales No. 9. 25 p + anexos.
- Quirós, D. 1998a. Ejecución del muestreo diagnóstico en bosques naturales húmedos latifoliados; guía de campo. *Manejo Forestal Tropical* no. 3. 4 p.
- Quirós, D. 1998b. Muestreos para la prescripción de tratamientos silviculturales en bosques naturales latifoliados; guía de campo. *Manejo Forestal Tropical* no. 4. 8 p.
- Quirós, D. 1998c. Prescripción de un tratamiento silvicultural en un bosque primario intervenido de la zona atlántica de Costa Rica. *Manejo Forestal Tropical* no. 5. 12 p.
- Quirós, D.; Louman, B. 2000. Sistemas de recolección de información para el manejo de bosques naturales tropicales en Costa Rica. *Manejo Forestal Tropical* No. 13. 8 p.
- Sáenz, G.; Finegan, B. 2000. Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. *Manejo Forestal Tropical* No. 15. 8 p.
- Stanley, S.A. 1998. Muestreo diagnóstico: una herramienta útil en la toma de decisiones silvícolas. Turrialba, Costa Rica, CONAP/CATIE. Colección Manejo Forestal en la Reserva de la Biosfera Maya no. 9. 41 p.
- Swaine, M.D.; Liebermann, D.; Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.
- Synnott, T.J. 1979. Manual de procedimientos de parcelas permanentes para bosque húmedo tropical. Trad. al español por J.Valerio. Universidad de Oxford. Documentos Forestales Tropicales no. 14.
- Synnott, T.J. 1989. South America and the Caribbean. In Poore, D., P. Burgess, J. Palmer, S. Rietbergen, T. Synnott (eds). *No timber without trees*. Earthscan Publications Ltd. Londres, Inglaterra. pp 74-116.
- Vanclay, J.K. 1994. Modelling forest growth and yield; Applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, Inglaterra. 312 p.



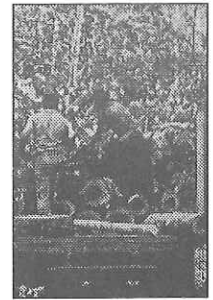
Capítulo 7

Análisis financiero del manejo de bosques

- 7.1 Bases conceptuales del análisis financiero
- 7.2 Objetivo y estabilidad del análisis financiero en el manejo de bosques
- 7.3 Limitaciones del análisis financiero
- 7.4 Metodología propuesta
- 7.5 Aplicación de la metodología propuesta para el análisis financiero de bosques naturales
- 7.6 Bibliografía

Manuel Gómez
David Quirós

Cuando se hace un uso adecuado del bosque, el aprovechamiento de otros productos como leña aumenta el ingreso de los propietarios.
Foto: UMBN/CATIE



Análisis financiero del manejo de bosques

En este capítulo se describen las bases conceptuales del análisis financiero, la metodología propuesta y los procedimientos para su aplicación al análisis del manejo de los bosques latifoliados. Esta metodología ha sido desarrollada con base en las experiencias generadas por diferentes proyectos ejecutados por el CATIE, en América Central, las cuales han permitido identificar la necesidad de delimitar apropiadamente el ámbito de aplicación del análisis según los objetivos que se persiguen. Para esto se propone una metodología basada en la definición de tres niveles de análisis: el aprovechamiento forestal, el manejo del bosque y la empresa forestal. Esta definición facilita la planificación y ejecución de los análisis y la comprensión de los resultados, pero sobre todo sienta las bases para estandarizar los métodos de investigación y análisis financiero del manejo de bosques en el área centroamericana.

Los métodos y procedimientos propuestos permiten determinar la rentabilidad financiera de los procesos involucrados en los tres niveles de análisis, aportando de esta manera orientaciones y criterios de decisión, para los distintos actores que participan en los diferentes niveles, como son los propietarios de los bosques y las industrias forestales, y los técnicos y decisores de las instituciones gubernamentales y de las empresas forestales privadas.

El análisis financiero permite conocer la rentabilidad del aprovechamiento, el manejo del bosque o la empresa forestal

7.1. Bases conceptuales del análisis financiero

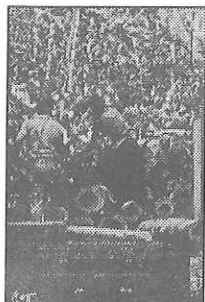
En esta sección se definen los conceptos más utilizados en el análisis financiero, con un enfoque descriptivo y adaptado a los propósitos que se persiguen con la metodología propuesta. La información se basa en varios documentos que abordan estos temas en mayor profundidad como Ammour y Kent (1996), Beattie y Taylor (1985), Davies (1997), Gittinger (1989), Gregersen y Contreras (1979) y Rose *et al.* (1989). Se recomienda consultar dichas obras para ampliar la comprensión de esos conceptos y sus implicaciones para el análisis financiero.

7.1.1. Análisis financiero

El análisis financiero examina los costos y beneficios a precios de mercado y determina sus relaciones en términos de indicadores. Además, proporciona información sobre cuándo se necesitarán los fondos y cuándo se espera recibir los ingresos (en análisis ex-ante), o muestra cuándo se ejecutaron las actividades productivas y el flujo real de costos e ingresos, durante el período de análisis y el balance final (en análisis ex-post).

7.1.2. Costos variables y fijos

Los **costos totales** se subdividen en dos categorías: **costos variables** y **costos fijos**. Los primeros corresponden a todos aquellos gastos que se realizan en actividades que varían en proporción directa con el nivel de producción; es decir, con el área de manejo o con el volumen de aprovechamiento de madera, como la mano de obra, los materiales y los



servicios utilizados en las actividades de aprovechamiento y manejo del bosque. Los costos fijos, por el contrario, no varían con el nivel de producción a corto plazo, porque se derivan de inversiones fijas como caminos, maquinaria, equipo, que tienen una vida útil de varios años, o de contrataciones u obligaciones permanentes, como los costos de administración y el pago de impuestos sobre bienes inmuebles. En el cuadro 7.1 se presentan ejemplos de costos fijos y variables del aprovechamiento forestal.

7.1.3. Costos en efectivo y no en efectivo

Otra subdivisión importante de los **costos totales** se hace en términos de los **costos “en efectivo”**, originados por las actividades que se pagan con dinero en efectivo, como ocurre con los jornales contratados o el pago por combustibles, y los **costos “no en efectivo”**, representados por los aportes de recursos, como la mano de obra familiar, por ejemplo.

Debe ser claro que esta subdivisión es necesaria solo para efectos de análisis del flujo de fondos, para determinar los períodos de déficit y prever las necesidades de financiamiento externo. Esta subdivisión no es necesaria para el análisis de rentabilidad financiera; ya que en este caso se debe asumir que todos los costos se pagan en efectivo, para tener una apreciación correcta de la rentabilidad.

7.1.4. Ingresos en efectivo y no en efectivo

Los **ingresos “en efectivo”** son los que se perciben por la venta de bienes y servicios, en dinero en efectivo, como ocurre con la venta de madera, por ejemplo. Los **ingresos “no en efectivo”** están constituidos por el valor de la producción aprovechada para consumo propio de la familia (leña, por ejemplo) o de la empresa (madera utilizada para construcciones de la misma empresa).

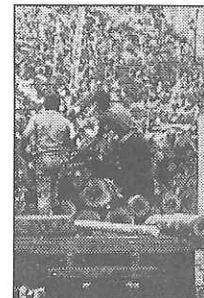
Esta subdivisión de los ingresos totales es relevante solo en los casos en que se da el autoconsumo de productos. Igual que lo apuntado para los costos, esta subdivisión de ingresos es útil sólo para el análisis del flujo de fondos pero no es apropiada para el análisis de rentabilidad, por la razón antes indicada.

7.1.5. Indicadores financieros

Para el análisis financiero del manejo de bosques es necesario recurrir a los indicadores que se basan en la relación de los costos y beneficios actualizados, debido a los plazos largos de los análisis en los cuales se experimentan cambios importantes en el valor del dinero a través del tiempo.

Un ejemplo de estos cambios es fácilmente observable en los precios de los equipos y herramientas que se utilizan para las labores del manejo forestal. En la situación económica de los países centroamericanos, cada año se necesitan más unidades monetarias (Quetzales, Lempiras, Colones, etc.) para comprar la misma herramienta o equipo, por efectos de la inflación (aumento de los precios de bienes y servicios), lo que equivale a decir que el dinero pierde poder adquisitivo cada año. Además, en una situación hipotética en la que no existiera inflación, el dinero de hoy vale más que el del

Los indicadores financieros son valores calculados mediante una operación sencilla que relaciona costos y beneficios. Por ejemplo el VAN se obtiene por diferencia entre los beneficios y los costos actualizados, mientras que la relación B/C se obtiene del cociente de ambos



próximo año, debido a las oportunidades de reinversión y la reducción de riesgos. Es claro que en esta situación hipotética se podría comprar la misma herramienta con la misma cantidad de dinero, hoy o dentro de cinco años, pero el dinero disponible hoy puede generar intereses durante los próximos cinco años, que se reflejan en excedentes, después de adquirir la herramienta (en otras palabras, se podrá adquirir más que una herramienta). Si en vez de hoy, el dinero se obtiene hasta dentro de cinco años, se podrá comprar la misma herramienta, pero no habrá excedentes para comprar más herramientas. Esto equivale a decir que el dinero que se recibirá dentro de cinco años tiene menos poder adquisitivo que el dinero recibido hoy.

Estos cambios en el valor del dinero implican necesariamente la actualización del flujo de costos e ingresos para calcular los indicadores financieros. La actualización de este flujo consiste simplemente en poner en valor de hoy, todos los valores futuros de costos y beneficios durante el período de análisis. Entre los indicadores más utilizados están el **valor actual neto (VAN)**, la **relación beneficio/costo (B/C)**, la **tasa interna de retorno (TIR)** y el **valor esperado de la tierra (VET)**.

• Valor actual neto (VAN)

Este valor refleja la suma de los beneficios netos actualizados; es decir, la sumatoria de los beneficios actualizados menos los costos actualizados. Se calcula utilizando la siguiente fórmula:

$$VAN = \Sigma (B_n - C_n) / (1+i)^n$$

Ejemplo: Si una inversión de 2,000 dólares en el año 1, y 1,000 dólares en el año 2, genera 5,000 dólares de ingresos en el año 3, el cálculo del VAN se realiza de la siguiente forma: Primero se calcula el factor de actualización $(1+i)^n$, para cada uno de los años comprendidos en el período de análisis. Si la tasa de descuento es del 5%, se tiene:

$$\text{Año 1: } (1+0.05)^1 = 1.0500$$

$$\text{Año 2: } (1+0.05)^2 = 1.1025$$

$$\text{Año 3: } (1+0.05)^3 = 1.1576$$

Después se aplica la fórmula para calcular el VAN:

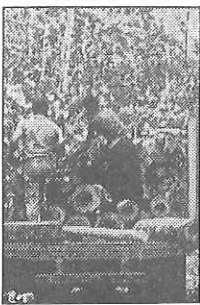
$$VAN = (0-2,000/1.0500) + (0-1,000/1.1025) + (5,000-0/1.1576)$$

$$VAN = (-1,904.76) + (-907.03) + (4,319.28) = 1507.49$$

• Relación beneficio/costo (B/C)

Este indicador resulta de dividir los beneficios actualizados por los costos actualizados, de la siguiente manera:

$$B/C = \frac{\Sigma B_n / (1+i)^n}{\Sigma C_n / (1+i)^n}$$



Ejemplo: para la misma inversión usada en el ejemplo anterior, el cálculo de la relación B/C requiere los mismos factores de actualización calculados para cada año y después se aplica la fórmula de la siguiente manera:

$$B/C = \frac{(0/1.05) + (0/1.1025) + (5,000/1.1576)}{(2,000/1.05) + (1,000/1.1025) + (0/1.1576)}$$

$$B/C = \frac{0 + 0 + 4,319.28}{1,904.76 + 907.03 + 0} = 1.54$$

• Tasa interna de retorno (TIR)

Es la tasa de actualización i que hace el VAN = 0; es decir:

$$\sum \frac{B_n - C_n}{(1+i)^n} = 0$$

El cálculo manual de este indicador es relativamente complejo, por lo que no se ilustra aquí el proceso de cálculo y se recomienda para ello el uso de hojas de cálculo o programas computadorizados de análisis financiero.

• Valor esperado de la tierra (VET)

Es el valor equivalente al valor capitalizado de una serie infinita de ciclos de producción (ciclos de corta en el caso del manejo de bosques). En otras palabras, es equivalente al VAN obtenido en un horizonte infinito de tiempo.

$$VET = \frac{R}{(1+i)^r - 1}$$

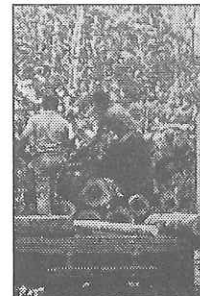
donde :

- Bn = beneficios en cada año
- Cn = costos en cada año
- n = número de años
- i = tasa de actualización
- R = ingreso neto de un ciclo de corta en el año r
= VAN $(1+i)^r$
- r = edad de rotación o ciclo de corta

Igual que en el caso de la TIR, el cálculo manual del VET es relativamente complejo, por lo que se recomienda para ello el uso de hojas de cálculo o programas computadorizados de análisis financiero.

Para actividades productivas de corto plazo (generalmente menos de un año), como ocurre con el aprovechamiento forestal de un área de corta, puede optarse por

Los indicadores financieros nos sirven para determinar si la actividad o inversión que estamos analizando es rentable o no. En general, una inversión se considera rentable si el VAN > 0 y B/C > 1



indicadores “no descontados”, como el margen bruto (MB), el ingreso neto (IN), la relación ingreso total/costo total (I/C), el beneficio familiar (BF) y el flujo neto (FN), entre otros. La razón es que en plazos cortos, los cambios en el valor del dinero no introducen alteraciones importantes en los resultados (excepto en situaciones de alta inflación, que ameritan descontar los valores mensuales).

- **El margen bruto (MB)**

Este es la diferencia entre el ingreso bruto (IB) y los costos variables (CV). El ingreso bruto es el valor total de la producción aprovechada, tanto para venta como para consumo familiar o en la finca, sin descontar ningún costo. Cuando se deducen los costos totales del Ingreso Bruto se obtiene el Ingreso Neto, mientras que si se deducen sólo los costos variables (definidos en la sección 7.1.2) se obtiene el Margen Bruto. Este margen representa el monto disponible para cubrir los costos fijos y la ganancia del productor o la empresa. Se calcula mediante la fórmula: $MB = IB - CV$. Un ejemplo del cálculo de este indicador aplicado al análisis financiero de un aprovechamiento forestal se presenta en la sección 7.5.1.5.

- **El ingreso neto (IN)**

Este es la diferencia entre el ingreso bruto (IB) y los costos totales (CT). Representa la ganancia o utilidad neta del productor o la empresa, y se obtiene como resultado de: $IN = IB - CT$, ó $IN = IB - (CV + CF)$. Un ejemplo del cálculo de este indicador aplicado al análisis financiero de un aprovechamiento forestal se presenta en la sección 7.5.1.5.

- **Relación ingreso/costo (I/C)**

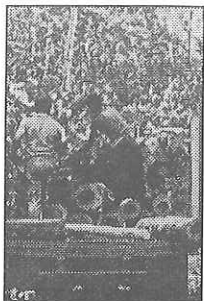
Resulta de dividir el ingreso bruto o total (IB) por el costo total (CT). Indica la retribución que se obtiene por unidad monetaria de inversión, y se calcula por: $I/C = IB/CT$. Un ejemplo del cálculo de este indicador aplicado al análisis financiero de un aprovechamiento forestal se presenta en la sección 7.5.1.5.

- **El flujo neto (FN)**

Refleja la diferencia entre el ingreso bruto en efectivo (IB_{ef}) y los costos totales en efectivo (CT_{ef}). Representa el monto de dinero en efectivo que le queda cada año al productor o a la empresa. Se calcula de la siguiente manera: $FN = IB_{ef} - CT_{ef}$, ó $FN = IB_{ef} - (CV_{ef} + CF_{ef})$. Un ejemplo del cálculo de este indicador aplicado al análisis financiero de un aprovechamiento forestal se presenta en la sección 7.5.1.5.

- **El beneficio familiar (BF)**

Es el beneficio que corresponde a la familia por el trabajo aportado en las labores productivas y en la administración de la empresa. Representa el flujo neto de dinero en efectivo (FN), más el valor de los bienes y servicios percibidos por la familia, como consumo familiar, producción almacenada y cambios en el inventario; o sea, los beneficios en especie (BE). Se obtiene como resultado de la operación: $BF = FN + BE$. Un ejemplo del cálculo de este indicador aplicado al análisis financiero de un aprovechamiento forestal se presenta en la sección 7.5.1.5.



7.1.6. Tipos de análisis financieros

Comúnmente se distinguen dos clases de análisis financiero. La primera agrupa los análisis en función del momento en que se realizan, respecto a la ejecución de las actividades o proyectos (*ex-ante* o *ex-post*), y la segunda en función de la situación que se trata de reflejar en el análisis (estático o dinámico).

Un proyecto o una inversión determinada puede ser analizada financieramente antes de que ocurra (análisis *ex ante*), durante su ejecución (análisis *ex inter*) o después de su ejecución (análisis *ex post*)

Un proyecto o una inversión determinada, puede ser analizada financieramente, en un momento dado (análisis estático) o en diferentes momentos durante su ejecución (análisis dinámico). Por ejemplo, un bosque manejado puede ser analizado sólo una vez, al final del ciclo de corta (análisis estático), o en una secuencia de análisis: antes y después del aprovechamiento, después de los tratamientos silviculturales y al final del ciclo de manejo, pudiendo repetirse el proceso en los siguientes ciclos de manejo (análisis dinámico)

- **El análisis financiero *ex-ante*** es útil para determinar si el plan de manejo del bosque es apropiado y si tiene una base financiera firme antes de implementarlo. Este análisis se basa en la información contenida en dicho plan y en las proyecciones de costos e ingresos, pero se pueden requerir nuevos datos, si se determina que parte de la información es discutible o que algunos de los supuestos son defectuosos. Ejemplos típicos de este análisis son: a) el que exigen los bancos y otras entidades financieras, como requisito para la aprobación de préstamos para proyectos comerciales y b) el que realizan las industrias forestales antes de tomar la decisión de invertir en un bosque determinado.
- **El análisis *ex-post*** es también importante porque examina el comportamiento de los costos e ingresos y los resultados financieros registrados a través de la experiencia de manejo del bosque. Es también un instrumento importante para analizar el proceso de manejo sobre la marcha, para efectos de replanificación y para determinar la medida en que se alcanzaron, o se están logrando los objetivos financieros del manejo de bosques. Un ejemplo de este tipo de análisis es el que realizan los dueños de bosques o los madereros después de aprovechar un área de bosque para determinar las ganancias obtenidas y el rendimiento del capital invertido en esa actividad. Es deseable utilizar la misma metodología para realizar los análisis financieros *ex-ante* y *ex-post*, porque esto simplifica el proceso y permite comparaciones importantes entre los resultados de ambos análisis, para efectos de seguimiento y evaluación, para mostrar los cambios que han ocurrido en la situación financiera de los propietarios del bosque y las empresas forestales, a través del tiempo.
- **El análisis financiero estático** permite evaluar la rentabilidad en un momento dado; ofrece una especie de “fotografía” sobre el rendimiento financiero del manejo del bosque, en condiciones específicas de tiempo y espacio. La mayoría de los análisis financieros que se han documentado constituyen ejemplos de este tipo de análisis, realizados una sola vez, en área específica, como los reportados por Méndez (1996) y Quirós y Gómez (1997).
- **El análisis dinámico** permite mostrar los cambios que ocurren en el tiempo, debido a variables importantes que afectan la rentabilidad financiera (como degradación de los suelos, nuevas tecnologías, cambios en los precios, oportunidades o restricciones del mercado, etc.). Este análisis ofrece una especie de “secuencia de fotografías” que registran el comportamiento financiero en el tiempo. Hay pocos ejemplos de este tipo de análisis, entre ellos los que realiza el Proyecto CATIE/OLAFO en la concesión comunitaria de San Miguel, en Petén, Guatemala. Estos análisis se realizan en secuencia (cada año, en cada compartimento de corta), lo que permite acumular conocimientos y experiencias sobre el comportamiento financiero del bosque, a través de comparaciones de rendimientos financieros obtenidos en diferentes sitios de la misma concesión y en diferentes tiempos, y relacionar estos rendimientos con los cambios observados en las condiciones socioeconómicas y de mercado.



En esta sección hemos revisado:

- Los conceptos básicos sobre análisis financiero, los costos, los beneficios y los indicadores financieros más utilizados.
- Los diferentes tipos de análisis financieros que se pueden aplicar en diferentes momentos de un proceso de producción y para distintos propósitos.

7.2. Objetivo y utilidad del análisis financiero en el manejo de bosques

El análisis financiero es una herramienta para generar criterios de decisión en cuanto a la sostenibilidad financiera del manejo sustentable de los bosques. En este sentido, ayuda a identificar sitios y sistemas de manejo rentables y no rentables para las familias y las industrias. En los casos en que se determinan usos rentables, el análisis es una herramienta útil para la promoción de esos usos financieramente sostenibles. En los casos que no hay usos rentables, el análisis es un argumento en contra de esos usos o actividades. Sin embargo, esos usos pueden ser de interés para las comunidades o la sociedad en su conjunto, debido a beneficios importantes de otra índole (por ejemplo, bienes y servicios no maderables como agua, fauna, turismo). Entonces, el análisis financiero permite demostrar a la sociedad que para las familias o individuos esos usos no son sostenibles financieramente, y promueve la búsqueda de opciones rentables de manejo y mejores oportunidades de mercado, o bien, da argumentos necesarios para demandar el apoyo financiero por parte de la sociedad (para compensar la baja rentabilidad) a través de incentivos para la conservación del bosque o el pago de servicios ambientales, como está ocurriendo en Costa Rica y otros países.

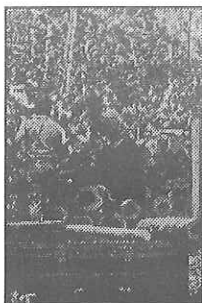
El análisis financiero es una herramienta útil para: analizar la sostenibilidad financiera del bosque, evaluar planes de manejo, analizar la rentabilidad de diferentes opciones de manejo y definir políticas de incentivos

El análisis financiero permite determinar la rentabilidad financiera de las diferentes opciones de manejo de los bosques, como base para tomar decisiones relacionadas con su sostenibilidad financiera. Esto ayuda a definir, por ejemplo, si el propietario del bosque obtiene una ganancia atractiva, o si por el contrario, requiere incentivos para alcanzar la rentabilidad mínima que lo motive a conservar y manejar el bosque.

Con la determinación de la rentabilidad financiera del manejo de bosques se puede conocer con anticipación la probabilidad de que el propietario gane o pierda dinero con el manejo del bosque. Si el análisis se hace después de un período de ejecución, se puede determinar cuáles fueron las ganancias o pérdidas y el rendimiento financiero. El análisis financiero puede ser útil para diferentes propósitos:

El costo de oportunidad de la tierra y la mano de obra se refiere al valor que se deja de percibir cuando se toma la decisión de usar esos recursos en una actividad determinada (como el manejo de bosques, por ejemplo), en vez de utilizarlos en otra actividad productiva (el mejor uso alternativo)

- **Para determinar la sostenibilidad financiera del manejo de bosques.** El análisis financiero puede ayudar en esta tarea, partiendo de la base de que el manejo de bosques es sostenible si genera las utilidades financieras mínimas que motivan a los propietarios del bosque y a las empresas forestales a conservarlo y manejarlo por tiempo indefinido. Los resultados del análisis permiten generar indicadores financieros que pueden ser comparados con el costo de oportunidad de la tierra o la mano de obra (como el VAN/ha y el VAN/jornal, por ejemplo), y con el rendimiento financiero de otras actividades productivas accesibles para el propietario del bosque o la empresa forestal (como la relación B/C y la TIR por ejemplo).



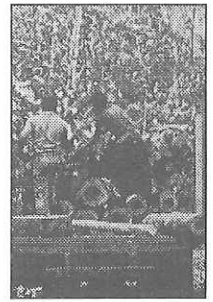
También es conveniente examinar la factibilidad financiera en términos de las necesidades de financiamiento. Para esto, el análisis financiero muestra el flujo de fondos que permite anticipar las necesidades de capital de inversión y operación durante el ciclo de manejo del bosque.

El manejo del bosque, a diferencia de otras actividades productivas, puede generar ingresos importantes al inicio, con el aprovechamiento forestal. Sin embargo, el análisis del flujo de fondos es importante porque el ingreso neto que queda después de cubrir los costos del aprovechamiento es el único capital para el manejo del área de corta en el resto de los años del período, hasta el próximo aprovechamiento. En el caso de áreas extensas de bosque, como ocurre en las concesiones comunitarias en Petén, Guatemala, donde cada año se aprovecha un compartimento de corta, se da una situación especial porque se tiene un flujo continuo de ingresos anuales, pero se debe mantener la condición mencionada antes (el ingreso de cada compartimento de corta debe cubrir los costos del ciclo completo de manejo del mismo compartimento). La ventaja que ofrece este flujo continuo de ingresos consiste en la flexibilidad para financiar los costos del manejo de un compartimento con los ingresos de aprovechamientos futuros (en otros compartimentos de corta), pero esto podría desembocar en el desfinanciamiento del manejo de los últimos compartimentos de corta. Además, antes del aprovechamiento se requieren inversiones mayores en maquinaria y equipo, caminos, instalaciones y pequeñas industrias, cuyo financiamiento debe preverse oportunamente. Sin embargo, hay alternativas como la contratación de maquinaria y servicios (muy común en Costa Rica, por ejemplo), o los acuerdos de cooperación entre empresas y comunidades (como ocurre en Petén, Guatemala), que permiten reducir o evitar estas inversiones.

- **Para evaluar la factibilidad de los planes de manejo.** Los resultados del análisis financiero son útiles en esta etapa del proceso porque permiten identificar propuestas de manejo “no rentables”. La satisfacción del requisito de rentabilidad mínima es importante porque el manejo de un bosque “no rentable” difícilmente será sostenible y es probable que fracase después de algún tiempo, cuando el propietario o la empresa comprueben la baja rentabilidad o las pérdidas financieras.

Sin embargo, la condición de rentabilidad financiera negativa no debe ser motivo de rechazo automático del plan de manejo. Se deben considerar otros objetivos socioeconómicos y ambientales importantes para la sociedad que podrían justificar la búsqueda de otras opciones que permitan incrementar la rentabilidad del bosque al nivel mínimo aceptable. Bajo esta consideración, el análisis financiero es un medio de identificar los casos que requieren mayores incentivos o acciones de apoyo en planificación económica, asesoría tecnológica o investigación de mercados.

- **Para buscar opciones más rentables.** Esta búsqueda se da normalmente por dos vías: a través de procesos de investigación formal (realizada por instituciones como CATIE, por ejemplo) o a través del análisis de casos de interés inmediato para los propietarios o empresas forestales. En el primer caso, la aplicación de análisis financieros a diferentes opciones de manejo, en diferentes sitios y en distintos entornos socioeconómicos, como parte de un proceso de investigación en manejo de bosques, puede ayudar a encontrar alternativas más rentables y aspectos financieros que posiblemente determinan el éxito o fracaso del manejo sostenible de los bosques.



En el segundo caso, los propietarios de bosques y empresas forestales utilizan el análisis financiero como una herramienta que les ayuda a evaluar la conveniencia de manejar los bosques. Para esto se necesita conocer las capacidades financieras del bosque en diferentes etapas de ejecución del plan de manejo, antes de invertir en actividades de manejo. Los propietarios y empresas que optan por manejar el bosque deben tener una buena idea de la rentabilidad financiera, para asegurar la recuperación de sus inversiones y la retribución correspondiente, acorde con el rendimiento financiero promedio de sus alternativas de inversión.

- **Para definir políticas de incentivos forestales.** Los resultados del análisis financiero pueden ser útiles para determinar la necesidad de incentivos para el manejo del bosque (o la capacidad para pagar los impuestos). Por lo menos cuando existe de previo una decisión administrativa en ese sentido, en la que se defina el incentivo, por ejemplo, como un porcentaje determinado o un monto proporcional a la pérdida financiera (o a la ganancia, cuando se trata de impuestos).

En casos de bosques de baja rentabilidad, los resultados del análisis financiero contribuyen a definir el monto de los incentivos necesarios para alcanzar la rentabilidad mínima y asegurar la sostenibilidad financiera del manejo (análisis con y sin incentivos). Es útil también para analizar si los impuestos a la propiedad o a la madera -donde existen- sacrifican la rentabilidad mínima necesaria (análisis con y sin impuestos).

En esta sección hemos:

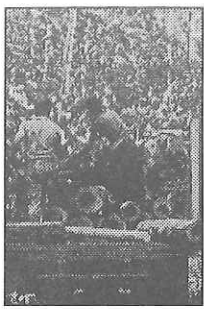
- Revisado los objetivos y la utilidad del análisis financiero
- Aprendido que el análisis financiero es una herramienta útil para la toma de decisiones financieras sobre el manejo del bosque.

7.3. Limitaciones del análisis financiero

7.3.1. Limitaciones de información

La falta de información para el análisis financiero del manejo de bosques se relaciona estrechamente con la falta de información silvicultural y de regeneración natural; por ejemplo, aún no se tiene una base de información consolidada que permita determinar a largo plazo los incrementos y la productividad de diferentes tipos de bosques. Por eso, el cálculo de ingresos para el análisis financiero del manejo a largo plazo (considerando varios ciclos de corta), deberá basarse en datos registrados en algunos aprovechamientos forestales y en estimaciones de incrementos medios anuales y proyecciones de los datos generados por la investigación realizada hasta ahora.

Es importante señalar que existen en la región centroamericana varios proyectos que están generando información; entre ellos, PROSIBONA y Olafo, del CATIE y CATIE/CONAP, y algunas ONG nacionales. No obstante, por razones del tiempo necesario para completar los procesos de investigación, se carece todavía de suficientes estudios de caso y resultados concretos de todo el proceso.



Las principales diferencias entre los análisis financiero y económico son:

1. El análisis financiero determina los costos y beneficios para los individuos y las empresas; el económico lo hace para la sociedad.
2. El financiero utiliza precios de mercado; el económico utiliza precios sombra (o de cuenta).
3. El financiero incluye solo bienes y servicios directos; el económico incluye también los indirectos o de no mercado.
4. El financiero no considera el efecto de imperfecciones del mercado y externalidades; el económico sí las toma en cuenta.
5. El análisis económico utiliza tasas de actualización social (no financieras).
6. El financiero incluye impuestos y subsidios; el económico solo los considera como transferencias.

Entre los principales esfuerzos que tratan de documentar los costos de algunas experiencias de aprovechamiento forestal en la región están: en Guatemala, Kent, Stanley y Marmillod (1997), Morales (1995) y Reyes (1995); en Costa Rica, Cordero (1989), Méndez (1996), Ortiz (1996), Quirós y Gómez (1997), Rodríguez (1997), Sánchez, Maginnis y Davies (1996), Quirós y Gómez (1999), y en Nicaragua, Lacayo (1996). Sin embargo, se carece de datos financieros que abarquen períodos prolongados y una cobertura geográfica significativa, que permita análisis globales, como base para directrices y políticas de manejo sostenible.

Al nivel de manejo del bosque es notable la carencia de datos de costos de actividades como el muestreo diagnóstico, tratamientos silviculturales, cortas de salvamento, inventarios de control y otros; así como estimaciones de los beneficios derivados del manejo (incrementos en la producción forestal e ingresos monetarios).

Para el análisis al nivel de la empresa forestal, la principal limitación obedece a la carencia generalizada de estimaciones sobre los costos que se generan a este nivel. Un ejemplo es la falta de datos sobre los costos de administración que el propietario o la empresa deben cubrir en cuanto a planificación y gestión de insumos y productos, vigilancia y protección del bosque, asesoría y trámites legales, mantenimiento de linderos y costos similares que aplican a toda el área del bosque (manejado y no manejado) y a la función empresarial correspondiente.

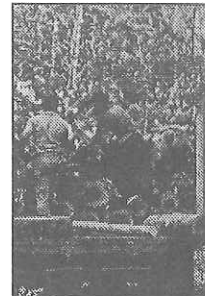
Las limitaciones de información ante la necesidad de obtener resultados financieros que contribuyan a la toma de decisiones globales y de largo plazo, justifican una serie de acciones futuras para generar más y mejores datos, conforme se avance en los procesos actuales de investigación sobre el manejo de bosques, investigación socioeconómica, industrialización y mercadeo de productos forestales. Para esto, la metodología que se propone contempla una guía de métodos para recopilar los datos básicos, que permitan una valoración correcta de todos los costos en que se incurre y los beneficios que se obtienen del manejo de los bosques.

7.3.2. Limitaciones metodológicas

El bosque genera una serie de bienes y servicios ambientales, como la protección de la biodiversidad, por los que en general nadie paga. Estos bienes y servicios no se intercambian en los mercados y por lo tanto no tienen un precio de mercado establecido, lo que impide su consideración en el análisis financiero. Esta condición representa la principal limitación de esta metodología para su aplicación al manejo de los bosques.

Los bosques tienen relaciones importantes con el ambiente y las comunidades, las cuales no se evidencian en el análisis financiero. Esta limitación debe ser comprendida en todas sus dimensiones, dado que los efectos e impactos ambientales y sociales podrían ser los criterios de decisión más importantes. Además, debe ser claro que el análisis financiero asume una condición ambiental o social determinada, y que los resultados financieros pueden variar cada vez que se agrega una restricción para mejorar los efectos mencionados.

Las limitaciones del análisis financiero para reflejar las relaciones entre todos los beneficios y costos que se generan en los bosques, sugieren la necesidad de



complementarlo con el análisis económico, que contempla la valoración de los beneficios directos a precios de cuenta y agrega la valoración de los bienes y servicios de “no mercado”, para contabilizar adecuadamente el valor total de los bienes y servicios que ofrecen los bosques. Para esto será necesario desarrollar una metodología de análisis económico, de aplicación al manejo de los bosques. Actualmente se están haciendo esfuerzos en varios países del mundo para establecer un sistema de contabilidad social que integre las “cuentas verdes” a las cuentas económicas, y cabe esperar que en los próximos años se oficialice en nuestros países el nuevo Sistema de Cuentas Nacionales, promulgado por las Naciones Unidas.

En esta sección hemos:

- Examinado las principales limitaciones del análisis financiero
- Conocido la disponibilidad y limitaciones de información y metodología para realizar análisis financieros

7.4. Metodología propuesta

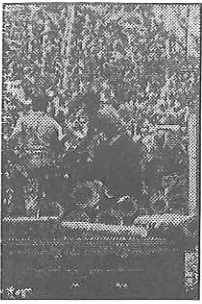
La mayoría de las evaluaciones financieras realizadas hasta ahora en América Central han enfocado el manejo del bosque en función de una actividad principal: el aprovechamiento forestal de madera rolliza para aserrío, y algunas actividades específicas (como la elaboración del plan de manejo y el plan operativo anual), dejando de lado otras actividades propias del manejo sostenible de los bosques (muestreo diagnóstico, tratamientos silviculturales, cortas de salvamento, revisiones del plan de manejo e inventarios de control).

También en algunos casos se ha olvidado que la actividad forestal constituye una empresa (en cualquiera de sus modalidades: privada o estatal, individual, familiar, comunal o cooperativa), que debe ser administrada eficientemente. Esta empresa tiene una personería física o jurídica, inversiones en tierra e inversiones fijas en edificaciones, caminos, cercas, maquinaria, equipo y herramientas (según el tamaño de la empresa), que se deprecian con el tiempo. Además, la empresa debe administrar el área total de bosques, incluyendo las áreas no susceptibles de manejo. Todo esto agrega una serie de costos administrativos que por lo general no son contabilizados en los análisis tradicionales.

La sostenibilidad financiera del manejo de bosques requiere necesariamente una condición de rentabilidad del proceso completo, el cual incluye actividades de aprovechamiento, manejo y administración del bosque como empresa. Por esta razón, los análisis parciales que se realizan comúnmente en nuestro medio, la mayoría de ellos al nivel de aprovechamiento forestal y algunos al nivel de manejo del bosque, no contribuyen significativamente al propósito de evaluar la sostenibilidad financiera del manejo.

La metodología que se propone hace énfasis en la necesidad de analizar las implicaciones financieras del manejo de bosques a distintos niveles, para fines prácticos

A diferencia de otras metodologías usadas comúnmente para el análisis financiero de bosques en América Central, la metodología que se propone en este documento se basa en la definición del nivel de análisis, como condición previa indispensable



(análisis parciales, como el de un aprovechamiento por ejemplo) y para los efectos que persigue el desarrollo sostenible, dada la necesidad de asegurar la sostenibilidad financiera de todo el proceso. Como punto de partida se debe definir el nivel del análisis.

7.4.1. Definición del nivel de análisis financiero

El análisis financiero del manejo de bosques sugiere tres niveles de análisis, de menor a mayor complejidad:

- El análisis del aprovechamiento forestal
- El análisis del manejo del bosque
- El análisis de la empresa forestal

Se definen aquí tres niveles de análisis financiero de bosques:
-aprovechamiento
-manejo del bosque
-empresa forestal

La definición previa del nivel de análisis ayuda a definir apropiadamente las demás condiciones del análisis: los objetivos, las áreas, los plazos, las variables de costos y beneficios, los métodos, los indicadores y la frecuencia del análisis

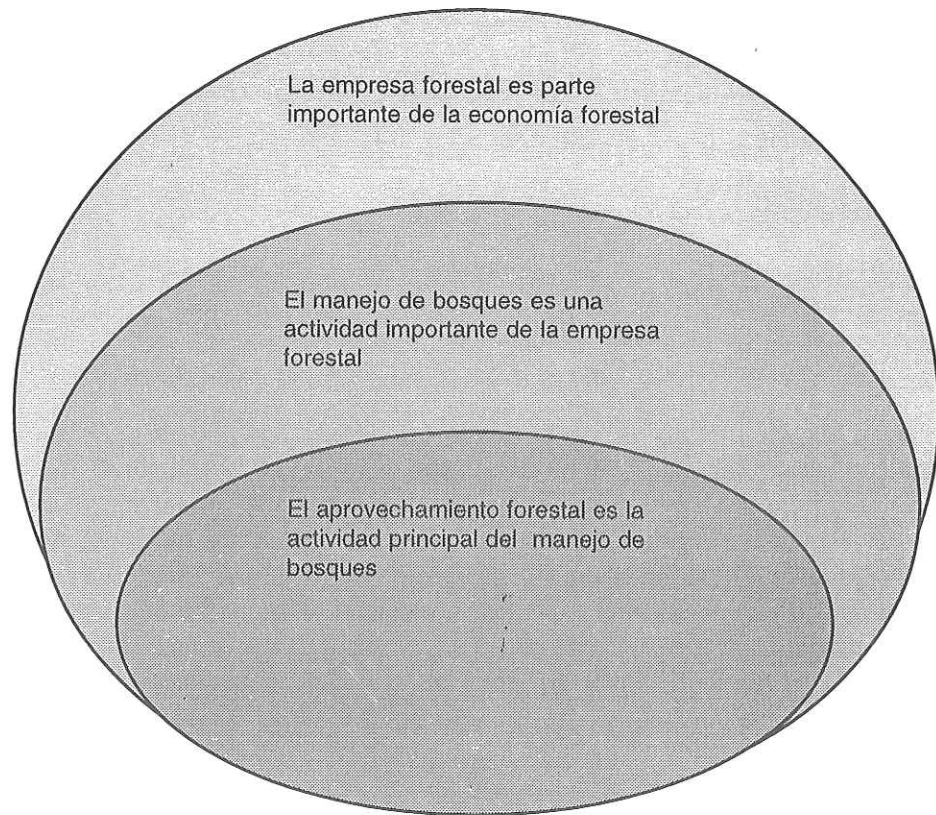
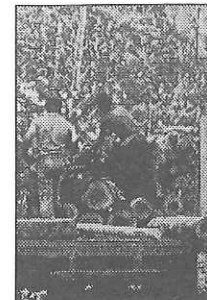


Figura 7.1. Los diferentes niveles del análisis financiero



En la figura 7.1 se ilustra la interrelación entre estos tres niveles, los cuales están encadenados, de manera que la rentabilidad del aprovechamiento forestal incide sobre la rentabilidad de los niveles superiores. Así, si el primer nivel resulta rentable, abre posibilidades a opciones de manejo y administración de empresas rentables. Además, cada nivel puede agregar o reducir la rentabilidad; por eso, el análisis global al nivel de la empresa forestal debe reflejar la rentabilidad neta de todo el proceso.

El análisis por niveles tiene varias ventajas e implicaciones importantes que facilitan el ordenamiento, la sistematización y la estandarización de procedimientos para resolver las principales dificultades que plantea el manejo de bosques. En términos prácticos ayuda a:

- Definir los objetivos del análisis en cada nivel
- Identificar las diferentes áreas de bosque involucradas en cada nivel
- Definir los plazos apropiados para cada nivel de análisis
- Identificar los costos y beneficios del bosque a considerar en cada nivel
- Identificar los métodos e indicadores apropiados para cada nivel
- Definir la frecuencia de los análisis en cada nivel

7.4.1.1. Objetivos del análisis financiero por niveles

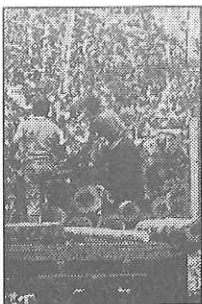
El conocimiento de los aspectos financieros del manejo de bosques es de interés general para los diferentes actores involucrados en el sector forestal. Sin embargo, se pueden distinguir intereses particulares en cada nivel. El análisis financiero al nivel de aprovechamiento responde principalmente al interés privado de los beneficiarios directos de esa actividad (propietario del bosque, maderero o la industria), interesados sobretodo en saber cuánto se gana o se puede ganar en un aprovechamiento forestal determinado. El análisis a nivel del manejo del bosque responde principalmente al objetivo de individuos o empresas, técnicos e investigadores de instituciones interesadas en conocer la rentabilidad del manejo sostenible de los bosques. El análisis de la empresa forestal integra componentes tecnológicos, empresariales y de política forestal, de mayor interés para investigadores, administradores y empresarios forestales, y para decisores de instituciones interesadas en conocer opciones factibles para el desarrollo sostenible.

7.4.1.2. Áreas del bosque involucradas en cada nivel de análisis

Normalmente el área total de un bosque se divide en dos partes: el área bajo manejo y el área no susceptible de manejo. La primera generalmente se subdivide en áreas más pequeñas que corresponden a los compartimentos de corta anual (en la última sección de este capítulo se presentan ejemplos de los casos típicos de subdivisión del área de manejo). Esto plantea tres situaciones de área que, financieramente, pueden ser analizadas por separado, con la metodología propuesta de análisis por niveles. Esto facilita el conocimiento de la rentabilidad de un compartimento de corta (nivel de aprovechamiento forestal), de toda el área bajo manejo (nivel de manejo del bosque) o de toda el área boscosa que pertenece a la empresa (nivel de empresa forestal).

7.4.1.3. Plazos apropiados para cada nivel de análisis

Las diferentes áreas de bosque involucradas en cada nivel de análisis plantean también situaciones distintas en cuanto a los plazos del análisis financiero. El análisis al nivel de



aprovechamiento de un compartimento de corta es de corto plazo (un período menor de un año). El análisis del manejo del bosque, en cambio, es de largo plazo con dos situaciones posibles: cuando se analiza el manejo de un compartimento de corta determinado, el plazo de análisis es generalmente de 25 a 40 años, según el ciclo de corta establecido en el plan de manejo; y cuando se analiza el área total bajo manejo, los períodos de análisis se duplican (50 a 80 años, dependiendo del ciclo de manejo), debido al manejo escalonado derivado de la corta de un compartimento por año. Finalmente, el análisis al nivel de la empresa forestal (área de bosque manejado y no manejado) requiere un período de análisis similar al anterior (50 a 80 años), aunque también se acostumbra analizar cierto número de períodos consecutivos (por ejemplo, los tres primeros períodos de 50 años cada uno) o multiperíodos proyectados al infinito.

7.4.1.4. Costos y beneficios a considerar en cada nivel

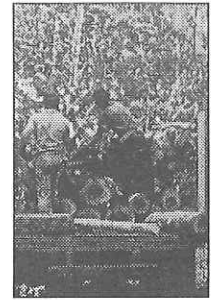
El análisis al nivel de aprovechamiento involucra solo los costos e ingresos de las actividades propias del aprovechamiento de la madera. A nivel del manejo del bosque se agregan los costos de las demás actividades de manejo y los beneficios incrementales que surjan como respuesta a los tratamientos o mejoras silviculturales del bosque. Además, a este nivel, está la opción de considerar los costos y beneficios de los productos no maderables (ornamentales, medicinales y otros). En el análisis al nivel de la empresa forestal se agregan los costos de administración, asesoría legal, asistencia técnica, regulación y control, y los beneficios derivados de las acciones administrativas (como incentivos a la protección de bosques o pagos de servicios ambientales). También se pueden incluir los costos e ingresos de actividades relacionadas con el manejo del bosque, como la industrialización de productos maderables y no maderables en la misma empresa.

7.4.1.5. Métodos e indicadores apropiados para cada nivel

La metodología de análisis y los indicadores financieros varían también con los niveles. Por ejemplo, al nivel de aprovechamiento, se aplican métodos e indicadores simples (como ingreso neto, margen bruto y otros) que no requieren considerar los cambios del valor del dinero en el tiempo, porque todo el proceso transcurre en un tiempo corto (menos de un año), en el cual la pérdida de poder adquisitivo de la moneda no es significativa. En cambio, los niveles de manejo del bosque y empresa forestal requieren análisis a largo plazo, por lo que se deben utilizar procedimientos de actualización de los flujos de costos e ingresos, e indicadores descontados (como VAN, TIR y otros).

7.4.1.6. Frecuencia de los análisis en cada nivel

La frecuencia con que se requieren los análisis varía también con el nivel. Los análisis financieros al nivel de aprovechamiento son los más frecuentes, normalmente se realizan cada año para cada compartimento de corta (análisis *ex-post* aprovechamiento). En los niveles de manejo del bosque y la empresa forestal el período entre análisis es mayor, ya que por lo general se hace un análisis previo al inicio de las actividades del manejo (*ex-ante*), y un análisis posterior al finalizar el manejo de los compartimentos de corta (*ex-post*), lo que implica frecuencias que varían con el ciclo de manejo, generalmente cada 25 a 40 años para el manejo de compartimentos de corta, y entre 50 y 80 años para evaluaciones globales que incluyen áreas manejadas y no manejadas. En estos últimos niveles aplican también los análisis intermedios, realizados sobre la marcha, para fines específicos (*ex-inter*).



7.4.2. Métodos para recopilar los datos

Debido a las limitaciones de información técnica y financiera mencionadas es importante examinar algunos métodos para recopilar la información de campo que permita realizar los análisis financieros (CATIE 1989). La selección del método a utilizar dependerá principalmente del objetivo del análisis y de la disponibilidad de tiempo y recursos.

7.4.2.1. Tiempos y movimientos

Es un método práctico, detallado y confiable, utilizado en programas formales de investigación económica forestal. Consiste en anotar en un formulario específico, bajo tiempo controlado, el rendimiento de la mano de obra en cada actividad que se efectúa, así como los tiempos muertos y los materiales y servicios que se emplean, describiendo además los movimientos y la forma en que se realizan las actividades. Por ejemplo, la corta de los árboles puede ser registrada por este método. Para esto el anotador debe estar presente durante toda la operación y medir el tiempo efectivo que tarda el motosierrista en cortar cada árbol, el tiempo muerto (descansos, tiempo de almuerzo, etc.) y anotar además los equipos, herramientas, materiales y servicios utilizados para la corta (tipo y cantidad de motosierras, machetes, combustibles, aceites, repuestos, etc.).

7.4.2.2. Rendimientos por faena

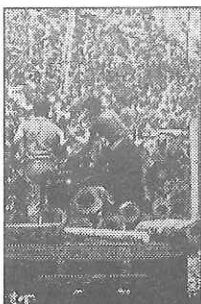
Es también un método práctico, con menor detalle y precisión, pero suficientemente confiable y útil. Se utiliza frecuentemente en programas de investigación económica forestal, porque requiere menos tiempo y recursos que el método anterior. Consiste en anotar en un formulario específico el rendimiento de la mano de obra y los materiales y servicios empleados, al final de la jornada o al finalizar cada actividad. Por ejemplo la misma actividad de corta de árboles puede ser registrada por este método, con la diferencia de que el anotador debe estar presente sólo al final de la jornada, para anotar el tiempo total trabajado (en horas o días-hombre) y el total de árboles cortados, además de los equipos, materiales y servicios empleados.

7.4.2.3. Recuperación de datos

Es un método que permite recuperar información de una actividad de producción, algún tiempo después de que fue realizada. Consiste en entrevistas con informantes claves para reconstruir y recobrar los datos de costos e ingresos del proceso de producción completo. Se recurre a la memoria de los informantes, datos de archivo, bitácoras, informes de trabajo, documentos de contabilidad y otros respaldos escritos. La confiabilidad de la información obtenida es menor que en los métodos anteriores, pero tiene la ventaja de que requiere mucho menos tiempo y recursos, por lo que es muy utilizado para análisis rápidos, que no requieren mucha precisión. La actividad de corta de los árboles que se ha venido utilizando como ejemplo, puede también registrarse por este método. En este caso el anotador visita al motosierrista unos días o semanas después del aprovechamiento y le plantea las preguntas del caso: cuánta área aprovechó, cuántos árboles cortó, cuánto tiempo le tomó cortar los árboles (o tiempo promedio/árbol), qué equipos y herramientas utilizó, qué materiales gastó, etc.

Los tres métodos pueden ser aplicados para recopilar datos de costos y beneficios de las actividades de aprovechamiento y manejo del bosque. Otro tipo de información necesaria para el análisis de la empresa forestal, como los costos administrativos y

Por lo general, cada vez que se necesita un análisis financiero de bosques, se debe recopilar la información primaria, debido a la escasa información existente. Para esto se recomienda utilizar un método apropiado que asegure la confiabilidad de los datos



similares, puede ser obtenida por el método de recuperación de datos, o estableciendo un sistema de registros específicos en los sitios donde se genera ese tipo de información.

7.4.3. Conjunto mínimo de variables de costos e ingresos

Con frecuencia se recurre a la toma de grandes cantidades de información que no es totalmente aprovechada para los análisis. Es conveniente realizar un ejercicio para determinar el conjunto mínimo de variables, que asegure la información necesaria, en el menor tiempo y al menor costo posible.

El conjunto mínimo debe corresponder con la unidad de análisis que se quiere abarcar (aprovechamiento, manejo o empresa forestal). Para análisis al nivel de aprovechamiento se requiere solo la información sobre la secuencia completa de actividades que van, por lo general, desde la apertura de brechas (monteo) y el plan de aprovechamiento, hasta la venta de la madera. Interesan todas las variables necesarias para calcular los costos y los ingresos, como las que se presentan en el listado que aparece abajo, en esta sección.

En análisis del manejo del bosque se requiere considerar además las variables relacionadas con los costos de estudios de campo (como planes operativos anuales, censos comerciales y muestreos diagnósticos), costo de tratamientos silviculturales, cortas de salvamento, y cualquier otra actividad de manejo del bosque. Interesa también la información necesaria para calcular los ingresos (cantidad de productos obtenidos durante el manejo o incrementos medios anuales y los precios correspondientes).

Al nivel de la empresa forestal se agregan otras variables importantes, relacionadas con los costos administrativos y de protección del bosque (administración, tarifas o impuestos, mantenimiento de linderos, protección contra incendios), que se aplican durante la vida de la empresa.

Hay que considerar que el análisis a nivel de empresa es más relevante en las empresas de mayor escala, en las cuales se evidencian mayores costos administrativos, y donde se experimentan también beneficios adicionales atribuibles a las economías de escala y a la mayor eficiencia administrativa. Sin embargo, este nivel de análisis puede aplicarse también a las pequeñas empresas campesinas, en las cuales se realizan algunas funciones empresariales en menor escala. Por ejemplo, un propietario que emprende el manejo de bosques como una actividad productiva permanente, realiza funciones administrativas (como planificación de actividades, gestión de insumos, vigilancia y control, trámites diversos, etc.) que implican costos directos, que deben ser agregados en este nivel de análisis.

Para los diferentes niveles de análisis se sugiere el siguiente conjunto mínimo de variables:

Análisis del aprovechamiento forestal

01. Jornales por actividad de aprovechamiento
02. Horas-máquina y/o horas-animal por actividad de aprovechamiento

Las variables de costos se refieren a aquellos insumos (como mano de obra, materiales y servicios) por los cuales se paga (en efectivo o en especie) para su uso en un proceso productivo (como un aprovechamiento forestal, por ejemplo). Las variables de ingresos identifican a aquellos productos del proceso de producción (como madera, leña, etc.) por los cuales se percibe un beneficio (como dinero o bienes de consumo, por ejemplo)



03. Horas-equipos y herramientas por actividad de aprovechamiento
04. Cantidad de materiales y servicios por actividad de aprovechamiento
05. Precios (jornal, hora-máquina, hora-animal, equipo, herramientas, materiales)
06. Cantidad de productos maderables por tipo de producto
07. Precio de productos maderables por tipo de producto
08. Costos de construcción y mantenimiento de caminos
09. Costos de comercialización (transporte, elaboración, venta)
10. Costos de seguridad social (cargas o beneficios sociales)
11. Seguros (riesgos de trabajo)
12. Cargas financieras por aprovechamiento
13. Costo de regencias, asesorías y similares por aprovechamiento
14. Costos administración por aprovechamiento
15. Gastos generales por aprovechamiento

Análisis del manejo del bosque

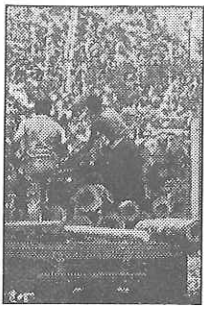
- 1-15. Variables del aprovechamiento
16. Costos de estudios de campo (plan operativo anual, muestreos)
17. Jornales por actividad de manejo (tratamientos, cortas de salvamento)
18. Horas-equipos y herramientas por actividad de manejo
19. Cantidad de materiales y servicios por actividad de manejo
20. Precios (jornal, equipo y herramientas, materiales y servicios)
21. Cantidad de productos (maderables y no maderables por tipo de producto)
22. Precio de productos maderables y no maderables por tipo de producto
23. Costo de regencias, asesorías y similares por manejo
24. Impuestos, garantías y similares por manejo
25. Incentivos para el manejo de bosques
26. Administración por manejo
27. Gastos generales por manejo

Análisis de la empresa forestal

- 1-27. Variables del aprovechamiento y manejo
28. Costos legales (constitución de la empresa, asesoría)
29. Costos de administración de la empresa
30. Tarifas e impuestos forestales por empresa
31. Incentivos a la protección del bosque
32. Edificaciones, construcciones y similares (depreciación)
33. Costos de control y protección (vigilancia, linderos, incendios)
34. Gastos generales de la empresa

7.4.4. Estructura de costos

La estructura de costos varía también con el nivel y el objetivo del análisis. En análisis a diferentes niveles (aprovechamiento, manejo y empresa forestal) se debe considerar la conveniencia de subdividir los costos totales en fijos y variables. Dependiendo del objetivo que persigue el análisis (determinar la rentabilidad o el financiamiento requerido), se debe considerar la necesidad de subdividir los costos totales en efectivos y no efectivos, como se explica a continuación para cada nivel de análisis.



Un método de uso común para calcular el costo de depreciación anual (D) es el de "la línea recta":
 $D = (V_i - V_r) / n$, donde:
 V_i = Valor inicial, V_r = Valor residual al final de la vida útil y
 n = Años de vida útil

7.4.4.1. Análisis del aprovechamiento forestal

A nivel de aprovechamiento es necesario considerar la subdivisión en costos fijos y variables, dado que este análisis se realiza en períodos cortos (3 meses por ejemplo), y pueden existir inversiones en bienes de capital cuya vida útil sobrepasa ese plazo, como: maquinaria, equipo y herramientas. Por ejemplo, si en un aprovechamiento que dura 3 meses, se utiliza una motosierra que tiene una vida útil de 5 años y un valor de \$700, no procede cargar este monto a los costos del aprovechamiento, sino el costo fijo de depreciación. Si este costo es de \$140/año, asumiendo un valor residual de cero $(\$700 - \$0) / 5$, se cargaría un costo de \$35 por concepto de depreciación. En este caso, cuando los bienes de capital son propiedad del dueño del bosque o de la empresa (un tractor por ejemplo), se debe incluir el costo de depreciación correspondiente al período de análisis, dentro de la subdivisión de costos fijos. En el caso especial de bienes propios adquiridos a crédito, se debe contemplar el costo de amortización del préstamo (cuota de abono o pago anual del principal) en vez de la depreciación anual. Cuando los bienes son contratados (un camión, por ejemplo), se agrega simplemente el costo del alquiler correspondiente.

7.4.4.2. Análisis del manejo del bosque o de la empresa forestal

En estos niveles se sugiere omitir la subdivisión de los costos totales en costos fijos y variables para simplificar el análisis. Este procedimiento no es indispensable, debido a que en estos casos los plazos son largos (aún si se analiza un solo ciclo de corta), y por lo tanto todos los costos se convierten en variables. Por ejemplo, en un análisis del manejo de bosques a 30 años plazo, todos los bienes de capital agotan su vida útil en ese plazo y por lo tanto da lo mismo cargar el costo total de la inversión (los \$700 de la motosierra del ejemplo anterior), que cargar la depreciación anual en los años de vida útil de la inversión (los \$140 del ejemplo anterior, durante los 5 años). Es claro que en estos casos se prefiere omitir el cálculo de los costos fijos (depreciaciones). En los casos en que la vida útil de alguna inversión fija sobrepase el período del análisis financiero, se debe considerar el valor residual de la inversión como un beneficio contabilizado en el último año del análisis.

7.4.4.3. Análisis de necesidades de financiamiento o rentabilidad

Además de determinar la rentabilidad de la inversión, muchas veces interesa determinar las necesidades de financiamiento. Como se mencionó antes, para este último propósito es necesario estructurar los costos "en efectivo" y "no en efectivo" en el flujo de fondos, para poder determinar la necesidad real de financiamiento en el tiempo oportuno. Esta necesidad de fondos está dada por el monto de los costos en efectivo que queda sin cubrir en un período determinado. Por ejemplo, si en el año 10 del ciclo de manejo hay costos en efectivo por \$983 para la evaluación y reajuste del plan de manejo, y no se tienen ingresos en efectivo, se debe preveer financiamiento externo para cubrir ese monto.

Para el análisis de rentabilidad se propone una estructura de costos sin divisiones, con todas las actividades realizadas y los recursos empleados (en el aprovechamiento, manejo o la empresa forestal), valorados a precios de mercado.

7.4.5. Estructura de ingresos

La estructura de ingresos varía solo con el objetivo del análisis. Cuando este objetivo es analizar las necesidades de financiamiento se requiere una estructura simple subdividida en ingresos en efectivo y no en efectivo. Para el análisis de rentabilidad se sugiere una estructura sin las subdivisiones mencionadas, detallada por productos vendidos y autoconsumidos, todos valorados a precios de mercado.

7.4.6. Herramientas para el análisis

En el mercado se encuentran varios programas para análisis financiero que pueden ser utilizados con la información estructurada en la forma propuesta. Los sistemas más simples cuentan con varias hojas electrónicas y programas específicos para el análisis de inversiones forestales, como el Cash Flow de la Universidad de Minnesota (1985). Este programa se ha utilizado en el CATIE para el análisis financiero de inversiones en plantaciones forestales, sistemas agroforestales y manejo de bosques naturales (Gómez 1992).

7.4.7. Procedimientos para el análisis financiero

A continuación se da una serie de pasos básicos para realizar el análisis financiero del manejo de bosques. En la última sección de este capítulo se aplica este procedimiento al análisis financiero de casos reales de aprovechamiento, manejo y empresa forestal.

7.4.7.1. Definir el período del análisis

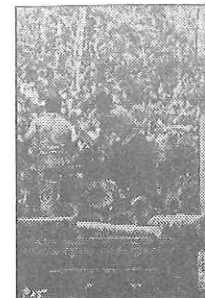
El período total de análisis varía con el nivel del análisis. El período básico es usualmente el año, aunque puede ser cualquier lapso de tiempo; en el caso de aprovechamientos forestales puede ser desde unos meses hasta un año, mientras que en el análisis del manejo del bosque el período depende de los ciclos de corta definidos en el plan de manejo, generalmente entre 25 y 40 años. Al nivel de la empresa forestal el período de análisis se puede definir igual que en el nivel de manejo del bosque, o en función de la vida proyectada de la empresa. El analista debe definir ambos períodos (básico y total) y preparar el flujo de costos e ingresos de acuerdo con esta definición.

7.4.7.2. Definir el tamaño y la unidad de inversión

La unidad de inversión se refiere al área de análisis, definida en hectáreas, manzanas o cualquier otra unidad de superficie. El tamaño depende del área de bosque bajo aprovechamiento, manejo o propiedad de la empresa. Igual que en el paso anterior, el analista debe definir el tamaño y la unidad de inversión (1 ha, 300 ha, 5800 mz, etc.) antes de preparar el flujo de costos e ingresos.

7.4.7.3. Preparar el flujo de costos e ingresos

El analista debe calcular los costos e ingresos por actividad, tamaño y unidad de inversión, período de análisis y tiempo en que ocurren los costos y los ingresos, y elaborar un cuadro para cada nivel de análisis en un formato ordenado, que facilite el cálculo manual o la entrada de datos al computador, según las herramientas de que disponga.



Precio de mercado es el precio que se determina en el punto de equilibrio entre la oferta y la demanda de un bien o servicio. En otras palabras es el valor que finalmente se paga por los bienes y servicios que se ofrecen en el mercado. Por ejemplo; si una herramienta se ofrece vender en US\$3.50, un productor ofrece pagar US\$2.50, y finalmente se hace la transacción por US\$3.00, éste último es el precio de mercado

El procedimiento para realizar un análisis financiero consiste de una serie de pasos que guían al analista, a través de indicaciones específicas sobre cada tarea a realizar, incluyendo la interpretación de los indicadores que se obtienen al final del análisis

7.4.7.4. Definir la tasa de descuento

En primer término, debe definirse si se trabaja con una tasa de descuento real o nominal. La tasa nominal incluye la inflación, por lo que si se utiliza esta tasa debe conocerse además la tasa de inflación. Normalmente los programas de análisis financiero son flexibles en cuanto al tipo de tasa de descuento a utilizar. Sin embargo, debe considerarse que el tipo de tasa debe ser acorde con el tipo de precios utilizados en el flujo de costos e ingresos, de modo que si estos precios son nominales debe usarse una tasa también nominal.

El tipo de análisis más común utiliza flujos de caja a precios constantes y requiere, por lo tanto, la aplicación de una tasa de descuento real; es decir, la tasa neta de inflación. Esto ocurre típicamente cuando el analista hace proyecciones de costos e ingresos para un período futuro, utilizando precios actuales. Los flujos de caja resultantes de esa proyección son netos de inflación; o sea que no han sido incrementados por la tasa de inflación estimada para los próximos años y por lo tanto no requieren el descuento de la inflación.

Para calcular la tasa de descuento real, requerida en la mayoría de los análisis financieros, se puede utilizar la fórmula sugerida por Rose *et al.* (1989):

$$\text{Tasa real} = [(1 + \text{tasa nominal}) / (1 + \text{tasa de inflación})] - 1$$

La tasa nominal se puede obtener como promedio de las tasas bancarias pasivas; es decir, las tasas que pagan los bancos por los ahorros (17%, por ejemplo). La tasa de inflación general se calcula a partir de los índices de precios que se encuentran en las estadísticas oficiales de los Bancos Centrales (por ejemplo, 12,1%). Con estas cifras, el cálculo sería:

$$\text{Tasa real} = [(1.17/1.121)] - 1 = 0,0437 = 4,4\%$$

7.4.7.5. Calcular los indicadores financieros

Con la información generada en los pasos anteriores, el analista puede proceder a calcular los indicadores financieros descritos en la sección de conceptos (MB, IN, FN y BF, para análisis al nivel de aprovechamiento; y VAN, VET, B/C y TIR para análisis al nivel de manejo del bosque y de empresa forestal), por un método manual o utilizando un programa de análisis financiero.

7.4.7.6. Interpretar los resultados

Los indicadores "no actualizados" utilizados para análisis de corto plazo, como el aprovechamiento forestal, son fáciles de interpretar. El margen bruto (MB) refleja la ganancia bruta; es decir, sin cubrir los costos fijos del productor o la empresa que realizó el aprovechamiento, a precios nominales, durante el período del aprovechamiento. El ingreso neto (IN) representa la ganancia o utilidad neta del productor o la empresa, después de cubrir todos los costos fijos y variables. Con estos dos indicadores se puede presentar el caso especial en que el primero es positivo (por ejemplo: MB=\$12 000) y el segundo es negativo (por ejemplo: IN= -\$3 000), lo que indica que la inversión no es rentable, porque los ingresos totales sólo cubren los costos variables y una parte de los costos fijos. Esta parte de los costos fijos que queda sin cubrir representa la pérdida financiera de la empresa (los \$3,000 del ejemplo).

Siempre que se tiene un flujo de caja basado en precios constantes (es decir sin incluir la inflación), debe utilizarse una tasa de descuento real (neta de inflación).



La relación I/C evalúa el retorno que se obtiene por cada unidad monetaria invertida. El flujo de caja neto (FN) es un indicador del monto de dinero en efectivo que le queda cada año al productor o a la empresa. El beneficio familiar (BF) refleja el ingreso total que corresponde a la familia, en dinero en efectivo y no efectivo (bienes y servicios consumidos).

La interpretación de los indicadores "actualizados" que más se utilizan para explicar las características financieras de actividades de inversión a largo plazo, requiere algunas consideraciones especiales. El VAN refleja la ganancia neta que se obtiene durante toda la vida del proyecto o de la alternativa analizada (aprovechamiento, manejo o empresa forestal), en valor actual. Esto significa que en valores nominales la ganancia es mayor; esto debe ser considerado cuando se quiere hacer comparaciones con los rendimientos nominales de otras alternativas de inversión.

El VAN permite derivar otros indicadores que el analista puede manejar para efectos de extender su análisis o facilitar comparaciones con otras alternativas, como por ejemplo el ingreso equivalente anual (IEA), que es una estimación del VAN anual u otros que pueden ser útiles a nivel del manejo del bosque, como el VAN/ha. Para comparar el VAN entre alternativas de inversión, se debe asegurar que la unidad de inversión y el período de análisis de esas alternativas sean iguales.

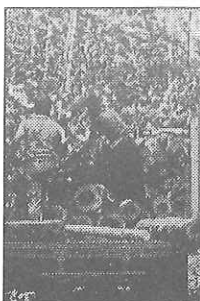
El valor esperado de la tierra (VET) es un indicador del valor que se puede pagar por la tierra sola (sin ninguna actividad productiva), para dedicarla al manejo de bosques durante un número infinito de ciclos de corta, y obtener un rendimiento financiero mínimo equivalente a la tasa de descuento utilizada en el análisis. En otras palabras, es un indicador del valor máximo que se puede pagar por la tierra para un determinado uso.

La relación B/C refleja el beneficio bruto y neto obtenidos por cada unidad monetaria de inversión. Así, una relación B/C de \$1,15 significa que por cada dólar invertido se obtiene un beneficio bruto de \$1,15 y un beneficio neto de \$0,15 en valor actual.

La TIR es un indicador del rendimiento financiero de la inversión analizada, que se puede comparar con el costo de oportunidad del dinero o con el rendimiento financiero promedio de otras alternativas de inversión a las que se tiene acceso. Por ejemplo, una inversión forestal con una TIR del 24% tendrá ventajas comparativas en una región donde las inversiones agrícolas tienen un rendimiento promedio del 20%.

Cabe notar que hay cierta correspondencia entre los indicadores de corto y largo plazo, lo que permite hacer comparaciones válidas entre ellos. Por ejemplo, el IN (en análisis de corto plazo) tiene el mismo significado y se puede interpretar de la misma manera que el VAN (en análisis de largo plazo). Lo mismo sucede con las relaciones de I/C (de corto plazo) y B/C (a largo plazo).

Las inversiones son rentables cuando el VAN es mayor que cero, la relación B/C es mayor que uno y la TIR es mayor que el costo de oportunidad del capital. Al comparar diferentes alternativas de inversión se prefieren las que tienen los indicadores financieros más altos. En los casos en que no hay información sobre la rentabilidad de



otras alternativas de inversión se puede comparar al menos la TIR con las tasas bancarias pasivas, considerando las diferencias lógicas de accesibilidad y riesgos.

En esta sección hemos:

- Revisado la metodología propuesta para el análisis financiero a tres niveles: aprovechamiento, manejo del bosque y empresa forestal.
- Aprendido que el análisis financiero por niveles ayuda a definir las condiciones específicas del análisis y facilita la comprensión y comparación de los resultados.
- Aprendido a interpretar los indicadores financieros y sus implicaciones para la toma de decisiones basadas en la rentabilidad financiera del manejo de bosques.

7.5. Aplicación de la metodología propuesta para el análisis financiero de bosques naturales

A continuación aplicaremos la metodología propuesta al análisis del sitio clave de investigación La Tirimbina, Costa Rica, el cual forma parte de la red de sitios de investigación de la Unidad de Manejo de Bosques Naturales del CATIE. Con este ejemplo se busca ilustrar los procedimientos que hemos analizado en el capítulo para los tres niveles de análisis propuestos. Otro ejemplo que utiliza la misma metodología para el análisis de una concesión comunitaria en El Petén, Guatemala, fue publicado por CONAP (1999).

El bosque de La Tirimbina tiene una extensión total de 180 ha, con un área efectiva para aprovechamiento forestal de 100 ha, después de deducir las áreas de protección y bosques secundarios. El sitio clave de investigación abarca 40 ha de las cuales se están manejando cerca de 30 ha, con 10 ha de borde. En este sitio se realizaron dos aprovechamientos, el primero en 1989, abarcó 7,2 ha y el segundo en 1990, con 22,68 ha (ver también recuadro 3.0, capítulo 3). En este último aprovechamiento basaremos la presente aplicación metodológica.

Los niveles de “aprovechamiento forestal” y “manejo del bosque”, se ilustran con base en el análisis realizado por Quirós y Gómez (1998); el nivel de “empresa forestal se analiza con base en nueva información recopilada por la UMBN, y la proyección del flujo de costos e ingresos, según las condiciones previstas en el plan de manejo. Este plan considera ciclos de corta de 20 años para las especies comerciales presentes en el bosque (dap mínimo 60 cm).

En esta aplicación se trata de ilustrar también el uso de los métodos e indicadores “no actualizados” que se proponen en la metodología para el análisis al nivel de “aprovechamiento” (análisis de corto plazo) y los métodos e indicadores “actualizados”, que deben ser aplicados necesariamente en análisis de largo plazo, como ocurre con los niveles de manejo y administración del bosque.



7.5.1. Análisis al nivel de aprovechamiento forestal

A este nivel se considera solo el área de corta anual: 22,68 ha en el aprovechamiento de 1990. En este análisis se incluyen sólo los costos e ingresos relacionados directamente con ese aprovechamiento. Los pasos del análisis se describen a continuación.

7.5.1.1. Período del análisis

Dos meses. Cerca de un mes para las actividades de aprovechamiento y un mes más para actividades administrativas previas y posteriores al aprovechamiento, hasta la obtención del pago correspondiente por la venta de la madera.

7.5.1.2. Unidad de inversión

22,68 ha

7.5.1.3. Flujo de costos e ingresos del aprovechamiento

Dicho flujo se prepara para el período completo de la actividad y la unidad de inversión correspondiente, como se muestra en los cuadros 7.1 y 7.2. Adicionalmente, los costos totales se subdividen en “variables y fijos” (cuadro 7.3) y “en efectivo y no en efectivo” (cuadro 7.4), para facilitar el cálculo de algunos indicadores financieros. No se hace la subdivisión correspondiente de los ingresos, debido a que todos son en dinero en efectivo, producto de la venta de madera.

Cuadro 7.1. Costos del aprovechamiento forestal de 1990, para un compartimento de corta de 22,68 ha en La Tirimbina, Costa Rica

Concepto	Tipo de costo*	Costo (US\$)
Inventario de planificación	V,E	611,87
Planificación del aprovechamiento	V,E	222,90
Construcción de vías para extracción	V,E	759,06
Regencia para aprovechamiento	V,E	189,87
Limpia, derribo, desrame y troceo	V,E	495,33
Extracción de la madera	V,E	3421,95
Preparación en patio	V,E	50,27
Carga, descarga y transporte a aserradero	V,E	1110,26
Impuestos s/valor madera en pie (10%)	V,E	202,91
Administración	F, NE ^o	353,22
Depreciación equipo	F, NE _i	56,46
Gastos generales	F, E	9,38
Total/área de corta anual		7483,48
Total/ha		329,96

*V = variable F = fijo E = en efectivo NE = no en efectivo

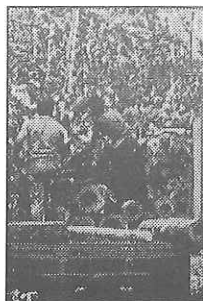
Fuente: Adaptado de Quirós y Gómez (1998)

Cuadro 7.2. Ingreso bruto del aprovechamiento forestal de 1990, para un compartimento de corta de 22,68 ha en La Tirimbina, Costa Rica

Concepto	Ingreso bruto (US\$) *
Venta de madera en patio de aserradero	19 052,44
Total/área de corta anual	19 052,44
Total/ha	840,05

* Todos los ingresos son en efectivo.

Fuente: Quirós y Gómez (1998)



Cuadro 7.3. Costos variables y fijos del aprovechamiento forestal de 1990, para un compartimento de corta de 22,68 ha en La Tirimbina, Costa Rica.

Concepto	Costo (US\$)
Costos variables	7064,42
Costos fijos	419,06
Costos totales	7483,48

Basado en información del Cuadro 7.1

Cuadro 7.4. Costos en efectivo y no en efectivo del aprovechamiento forestal de 1990, para un compartimento de corta de 22,68 ha en La Tirimbina, Costa Rica.

Concepto	Costo (US\$)
Costos en efectivo	7073,80
Costos no en efectivo	409,68
Costos totales	7483,48

Basado en información del Cuadro 7.1

7.5.1.4. Tasa de descuento

No se aplica el proceso de descuento debido al corto período del análisis (2 meses).

7.5.1.5. Cálculo de los indicadores financieros

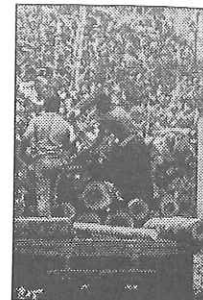
Con la información de los cuadros 7.1 a 7.4 se procede a calcular los indicadores financieros "no descontados", como sigue:

- Margen Bruto (MB) = $IB - CV = 19\ 052,44 - 7064,42 = 11\ 988,02$ US\$/22,68 ha = US\$528,57/ha
- Ingreso neto (IN) = $IB - CT = 19\ 052,44 - 7483,48 = 11\ 568,96$ US\$/22,68 ha, ó:
 $IN = IB - (CV + CF) = 19\ 052,44 - (7064,42 + 419,06) = 11\ 568,96$ US\$/22,68 ha = US\$510,10/ha
- Relación Ingreso/Costo (I/C) = $IB/CT = 19\ 052,44 / 7483,48 = 2,54$
- Flujo de caja neto (FN) = $IB_{ef} - CT_{ef} = 19\ 052,44 - 7073,80 = 11\ 978,64$ US\$, ó:
 $FN = IB_{ef} - (CV_{ef} + CF_{ef}) = 19\ 052,44 - (7064,42 + 9,38) = US\$11\ 978,64/22,68$ ha = US\$528,16/ha
- Ingreso familiar (IF) = $FN + BE = 11\ 978,64 + 0 = US\$11\ 978,64/22,68$ ha = US\$528,16/ha, dado que en este caso no hay beneficios en especie (no en efectivo).

7.5.1.6. Interpretación de los indicadores

Los resultados del análisis financiero muestran que el aprovechamiento forestal de 1990, generó una ganancia neta de US\$11 568,96 para las 22,68 ha, después de cubrir todos los costos, lo cual equivale a una utilidad neta de US\$510/ha. Sin considerar los costos fijos, queda un margen bruto de US\$529/ha. La pequeña diferencia entre ambos valores indica una baja proporción de costos fijos respecto de la inversión total. Esto se debe al hecho de que se utilizó maquinaria alquilada para la tala y extracción, cuyo costo es

El análisis financiero aplicado aquí al "aprovechamiento forestal" en la finca La Tirimbina, muestra el procedimiento de análisis y la rentabilidad que ofrece esa actividad para el dueño del bosque



variable, que sustituye al costo fijo de depreciación de maquinaria. La actividad genera un retorno de US\$2,54 por cada dólar invertido, lo que refleja una ganancia unitaria de US\$1,54, la cual es atractiva por el efecto multiplicador de la inversión en poco tiempo. El flujo de caja neto muestra que la actividad genera la mayor parte de los beneficios en efectivo (US\$11 978,64); esto representa una ventaja para el propietario de la finca por las mejoras que produce en las relaciones de liquidez. El ingreso familiar fue igual al flujo neto de efectivo debido a que el productor no obtuvo productos para autoconsumo, como beneficio adicional del aprovechamiento.

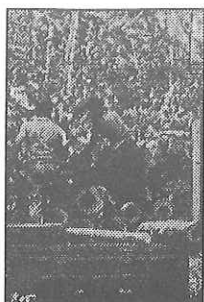
7.5.2. Análisis al nivel del manejo forestal

En este nivel se consideran las 100 ha de bosque que representan el área efectiva de manejo. Como se mencionó antes, 40 ha fueron aprovechadas en 1989-90, y el resto no ha sido aprovechado. Esta situación se deja de lado, en la ilustración, para mostrar la aplicación del análisis financiero "*ex-ante*", considerando tres situaciones distintas que se observan comúnmente en el área centroamericana:

Caso 1. El área total de bosque que se va a manejar se aprovecha y maneja en un solo bloque, es decir que se hace un solo aprovechamiento y su correspondiente ciclo de manejo. Este es el caso más común en el manejo de bosques de pequeñas extensiones (generalmente menores de 50 ha). En el ejemplo que nos ocupa se trata de ilustrar el caso hipotético de manejar las 100 ha de bosque como un solo compartimento de corta, en un ciclo de manejo de 20 años.

Caso 2. El área total de bosque que se va a manejar se divide en varios compartimentos de corta de igual tamaño, para aprovechar un compartimento por año en forma consecutiva. El tamaño de cada compartimento se determina dividiendo el área total de manejo por el número de años del ciclo de manejo. Este caso se aplica normalmente a bosques de grandes extensiones, como ocurre en las concesiones comunitarias en Petén, Guatemala, las cuales tienen áreas mayores de 7000 ha. En el ejemplo que se desarrolla en este capítulo se ilustra la división hipotética de las 100 ha de bosque en 20 compartimentos de 5 ha cada uno (asumiendo el aprovechamiento de un compartimento por año y un ciclo de manejo de 20 años).

Caso 3. El área total de bosque que se va a manejar se divide en varios compartimentos de corta de diferente tamaño, para ser aprovechados en períodos iguales o diferentes. El tamaño variable de cada compartimento y los distintos períodos de aprovechamiento, obedecen a diferentes razones: características propias del bosque, oportunidades o limitaciones de mercado, recursos y tiempo disponibles, capacidad instalada para el aprovechamiento, planes y objetivos del propietario o las empresas y otras. En general este caso se aplica a bosques de extensiones intermedias entre los casos 1 y 2 (aunque no es una regla). En el ejemplo que se presenta aquí se asume que las 100 ha de bosque manejable se dividen en tres compartimentos de corta, uno de 40 ha cuyo aprovechamiento real se hizo en 1990, y dos compartimentos de 30 ha cada uno, que se asume serán aprovechados uno en el año 2000 y el otro en el 2010. En los tres casos se consideran ciclos de manejo de 20 años, es decir: 1990-2010 para el primer compartimento, 2000 -2020 para el segundo y 2010-2030 para el tercero.



En el análisis al nivel de manejo del bosque se incluyen los costos e ingresos del aprovechamiento forestal y de las otras actividades relacionadas directamente con el manejo forestal. A continuación se describen los pasos a seguir para este análisis:

7.5.2.1. Período del análisis

Varía según los casos:

Caso 1: 20 años, en los cuales se completa el ciclo de manejo

Caso 2: 40 años, debido al manejo escalonado de un compartimiento por año, que agrega los 20 años del ciclo de manejo del último compartimiento de corta.

Caso 3: 40 años, debido al manejo de los tres compartimientos de corta en tres períodos distintos entre 1990 y 2030, que agrega también los 20 años del ciclo de manejo del último compartimiento.

7.5.2.2. Unidad de inversión

100 ha en todos los casos, manejadas de la siguiente manera,

Caso 1: 100 ha aprovechadas en el año 1

Caso 2: 5 ha/año durante 20 años consecutivos

Caso 3: 40 ha en el año 1, 30 ha en el año 11 y 30 ha en el año 20

7.5.2.3. Flujo de costos e ingresos

Se elaboran por separado los flujos de costos e ingresos del manejo forestal, para los tres casos mencionados. La proyección de los costos e ingresos de los aprovechamientos forestales se hace a partir de los datos de los cuadros 1 y 2, transformando los datos por medio de una relación proporcional de 22,68 ha al número de hectáreas que corresponde a cada caso (100 ha, para el caso 1, 5 ha para el caso 2, y 40 y 30 ha para el caso 3). Además de los costos de aprovechamiento, en este nivel de análisis se incluyen otros costos relacionados con el área de manejo forestal, como se muestra en los cuadros 7.5 a 7.7, para los tres casos analizados.

Cuadro 7.5. Flujo de costos e ingresos (en dólares) del manejo forestal proyectado a 20 años, considerando un área de 100 ha manejada como un solo bloque (Caso 1), en La Tirimbina, Costa Rica

Año	Costo aprovechamiento	Plan de manejo	Muestreo diagnóstico	Tratamientos	Servicios técnicos	Evaluación y reajuste plan	Administración manejo	Costo total manejo	Ingreso total manejo
0		928						928	
1	32,996							32,996	84,005
2			954		132		78	1,164	
3				2069	286		170	2,525	
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10			954		132	983	149	2,218	
11				2069	286		170	2,525	
12									
13									
14									
15									
16									
17									
18									
19									
20									

Basado en información de Cuadros 7.1 y 7.2

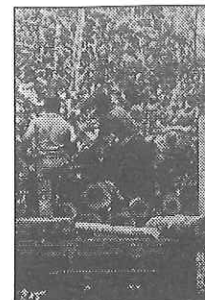
El análisis financiero aplicado aquí al "manejo de bosques" en la Finca La Tirimbina, ilustra el procedimiento de análisis y la rentabilidad obtenida con el manejo del bosque

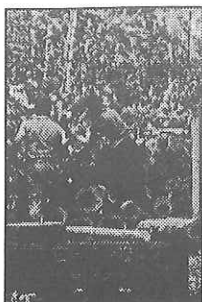
Análisis financiero del manejo de bosques

Cuadro 7.6. Flujo de costos e ingresos (en dólares) del manejo forestal proyectado a 40 años, considerando el aprovechamiento de 5 ha por año (Caso 2), en La Tirimbina, Costa Rica

Año	Costo aprovechamiento	Plan de manejo	Muestreo diagnóstico	Tratamientos	Servicios técnicos	Evaluación y reajuste	Administración manejo	Costo total manejo	Ingreso total manejo
0		928						928	
1	1650							1,650	4200
2	1650		48		21		18	1,737	4200
3	1650		48	103	21		18	1,840	4200
4	1650		48	103	21		18	1,840	4200
5	1650		48	103	21		18	1,840	4200
6	1650		48	103	21		18	1,840	4200
7	1650		48	103	21		18	1,840	4200
8	1650		48	103	21		18	1,840	4200
9	1650		48	103	21		18	1,840	4200
10	1650		96	103	28	983	127	2,987	4200
11	1650		96	206	28		24	2,004	4200
12	1650		96	206	28		24	2,004	4200
13	1650		96	206	28		24	2,004	4200
14	1650		96	206	28		24	2,004	4200
15	1650		96	206	28		24	2,004	4200
16	1650		96	206	28		24	2,004	4200
17	1650		96	206	28		24	2,004	4200
18	1650		96	206	28		24	2,004	4200
19	1650		96	206	28		24	2,004	4200
20	1650		96	206	28		24	2,004	4200
21			96	206	28		24	354	
22			48	206	21		18	293	
23			48	103	21		18	190	
24			48	103	21		18	190	
25			48	103	21		18	190	
26			48	103	21		18	190	
27			48	103	21		18	190	
28			48	103	21		18	190	
29			48	103	21		18	190	
30				103	21		18	142	
31									
32									
33									
34									
35									
36									
37									
38									
39									
40									

Basado en información de Cuadros 7.1 y 7.2





Cuadro 7.7. Flujo de costos e ingresos (en dólares) del manejo forestal proyectado a 40 años, considerando el aprovechamiento de 40, 30 y 30 ha cada 10 años (Caso 3), en La Tirimbina, Costa Rica

Año	Costo aprovechamiento	Plan de manejo	Muestreo diagnóstico	Tratamientos	Servicios técnicos	Evaluación y reajuste	Administración manejo	Costo total manejo	Ingreso total manejo
0		928						928	
1	13 198							13,198	33 602
2			382		53		46	481	
3				828	115		99	1,042	
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10	9899		382		53	983	148	11,465	25 202
11			286	828	154		133	1,401	
12				621	86		74	781	
13									
14									
15									
16									
17									
18									
19			286		40		34	360	
20	9899			621	86		74	10,680	25 202
21			286		40		34	360	
22				621	86		74	781	
23									
24									
25									
26									
27									
28									
29			286		40		34	360	
30				621	86		74	781	
31									
32									
33									
34									
35									
36									
37									
38									
39									
40									

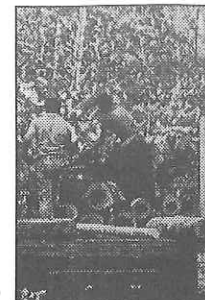
Basado en información de Cuadros 7.1 y 7.2

7.5.2.4. Tasa de descuento

Considerando que el flujo de costos e ingresos está proyectado a precios constantes de 1997 -es decir, sin considerar la inflación de los próximos 40 años- utilizamos una tasa real de descuento, calculada en 4,4%, según el procedimiento descrito.

7.5.2.5. Cálculo de indicadores financieros

Con la información producida en los pasos anteriores se procede a calcular los indicadores financieros, manualmente o utilizando hojas de cálculo o programas especializados. Los resultados se presentan en el cuadro 7.8.



Cuadro 7.8. Resultados del análisis financiero en dólares de tres situaciones de manejo forestal en La Tirimbina, Costa Rica

Indicador	Unidad	Caso 1	Caso 2	Caso 3
Valor actual neto (VAN)	\$/100 ha	43 267	26 810	28 797
Valor Esperado de la Tierra (VET)	\$/100 ha	52 677	32 641	35 060
Relación beneficio/costo (B/C)	\$	2,16	2,03	2,03
Tasa interna de retorno (TIR)	%	NC	NC	NC

7.5.2.6. Interpretación de indicadores

El conjunto de indicadores financieros muestra que, en general, el manejo forestal es rentable, aunque esta rentabilidad es relativamente baja, como lo indican los valores actualizados netos (VAN). Para el caso medio (Caso 3), el VAN calculado en US\$28 797/100 ha; o sea que la ganancia neta por hectárea es de US\$288, obtenidos en un período de 20 años, es decir cerca de US\$14/ha/año.

El valor esperado de la tierra, estimado en US\$35 060 para las 100 ha, establece que el inversionista puede pagar hasta US\$351/ha de tierra para dedicarla indefinidamente al manejo forestal. Con ello estaría obteniendo una tasa mínima de rendimiento financiero del 4,4% anual (igual a la tasa de descuento utilizada).

La relación B/C de 2,03 para el caso medio demuestra que el manejo forestal genera buenos retornos financieros por unidad monetaria de inversión, ya que un dólar invertido genera un beneficio total de US\$2,03 y un beneficio neto de US\$1,03. Sin embargo, debido a que la inversión es de baja magnitud, la ganancia neta es también baja.

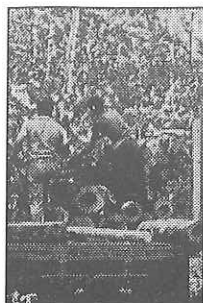
Los resultados financieros obtenidos a este nivel muestran que la rentabilidad del manejo forestal es menor que la rentabilidad al nivel de aprovechamiento. Esto es claro si se compara el VAN de US\$14/ha/año y la relación B/C de 2,03 obtenidos al nivel del manejo forestal, con el ingreso neto de US\$510/ha/2 meses y la relación I/C de 2,54 obtenidos a nivel de aprovechamiento. Esta comparación es válida ya que los indicadores utilizados al nivel de aprovechamiento (IN e I/C) son equivalentes y están "actualizados automáticamente" a precios de 1999, igual que los indicadores descontados al nivel de manejo (VAN y B/C). La diferencia en los períodos de comparación sí debe ser considerada (IN en dos meses contra VAN en un año), aunque en este caso no afecta la conclusión a la que se llega con esta comparación.

7.5.3. Análisis al nivel de empresa forestal

En este nivel se considera el área total del bosque (180 ha), compuesta por el área efectiva de manejo (100 ha) y el área no susceptible de manejo (80 ha). Se incluyen los costos e ingresos de los niveles anteriores (aprovechamiento y manejo) y se agregan los costos inherentes al bosque, considerado como empresa; entre ellos, los costos administrativos y de protección de toda el área de bosques. A continuación se describen los pasos a seguir para este análisis, considerando solamente el caso 3.

7.5.3.1. Período del análisis

40 años



7.5.3.2. Unidad de inversión
180 ha (área total de bosque)

7.5.3.3. Flujo de costos e ingresos

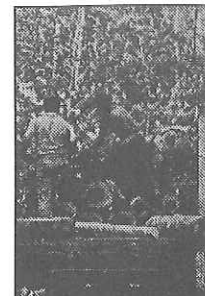
Se utilizan los mismos flujos de costos e ingresos del aprovechamiento y manejo que fueron presentados en la sección anterior, a los cuales se agregan los costos administrativos y de protección del bosque. Entre estos costos se incluyen el mantenimiento de linderos, vigilancia, protección contra incendios y otras actividades administrativas que realiza el dueño del bosque. En el cuadro 7.9 se presenta el flujo de costos e ingresos para el análisis al nivel de la empresa forestal.

Cuadro 7.9. Flujo de costos e ingresos (en dólares) de la empresa forestal, proyectado a 40 años, considerando el aprovechamiento de 40, 30 y 30 ha cada 10 años (Caso 3), en La Tirimbina, Costa Rica

Año	Costo de aprovechamiento (1)	Costo total de manejo forestal (2)	Administración y protección de la empresa (3)	Costo total de la empresa (4) = (2+3)	Ingreso total de la empresa (5)
0		928		928	
1	13 198	13 198	196	13 394	33 602
2		481	196	677	
3		1 042	196	1 238	
4			196	196	
5			196	196	
6			196	196	
7			196	196	
8			196	196	
9			196	196	
10	9899	11 465	196	11 661	25 202
11		1 401	196	1 597	
12		781	196	977	
13			196	196	
14			196	196	
15			196	196	
16			196	196	
17			196	196	
18			196	420	
19		360	196	556	
20	9899	10 680	196	10 876	25 202
21		360	196	556	
22		781	196	977	
23			196	196	
24			196	196	
25			196	196	
26			196	196	
27			196	196	
28			196	196	
29		360	196	556	
30		781	196	977	
31			196	196	
32			196	196	
33			196	196	
34			196	196	
35			196	196	
36			196	196	
37			196	196	
38			196	196	
39			196	196	
40			196	196	

Basado en información de Cuadros 7.1 y 7.2

El procedimiento y los resultados del análisis financiero que se ilustran aquí, permiten mostrar la rentabilidad del proceso agregado de manejo de bosques por parte de una empresa forestal



7.5.3.4. Tasa de descuento

Al igual que en el caso del análisis al nivel de manejo, se utiliza una tasa real de descuento calculada en 4,4%.

7.5.3.5. Cálculo de indicadores financieros

Con la información del cuadro 7.9 se calculan los indicadores financieros del cuadro 7.10.

Cuadro 7.10. Resultados del análisis financiero en dólares a nivel de la empresa forestal, para 180 ha de bosque en La Tirimbina, Costa Rica

Indicador	Unidad	Valor
Valor actual neto (VAN)	US\$/180 ha	25 202
Valor esperado de la tierra (VET)	US\$/180 ha	30 683
Relación beneficio/costo (B/C)	US\$	1,80
Tasa interna de retorno (TIR)	%	NC

7.5.3.6. Interpretación de los indicadores financieros

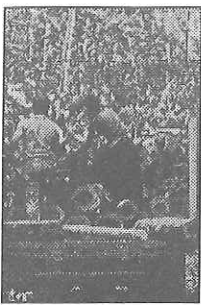
Siguiendo las mismas normas utilizadas en la interpretación de los resultados del análisis a nivel del manejo forestal, los indicadores financieros al nivel de la empresa forestal (cuadro 7.10) muestran que este nivel sigue siendo rentable, aunque la rentabilidad financiera es menor, como se deduce de la comparación de los indicadores en ambos niveles de análisis.

Esta reducción de la rentabilidad es más evidente al comparar el VAN de US\$14/ha/año y la relación B/C de 2,03 obtenidos a nivel del manejo forestal, con el VAN de US\$7/ha/año (\$25 202/180 ha/20 años) y la relación B/C de 1,80 al nivel de la empresa forestal.

La comparación del valor esperado de la tierra (VET) en ambos niveles de análisis muestra diferencias lógicas, pues el inversionista podría pagar hasta US\$351/ha (35 060/100 ha) de tierra apta para someterla a manejo forestal (sin áreas no manejables y los gastos inherentes), mientras que sólo podría pagar US\$170/ha (30 683/180 ha) del bosque total, que incluye las áreas no aptas para el manejo, las cuales no generan ingresos por venta de madera.

En términos generales la aplicación de la metodología de **análisis financiero por niveles**, al caso de La Tirimbina, ha mostrado su utilidad para evaluar la rentabilidad del proceso global de manejo de bosques y los aportes financieros de cada etapa de ese proceso. Los resultados obtenidos ponen en evidencia la notable reducción de la rentabilidad financiera en los niveles de manejo de bosques y empresa forestal, respecto a la rentabilidad que se obtiene a nivel del aprovechamiento forestal. Esta reducción se explica claramente por el hecho de que -en las condiciones actuales- los niveles superiores aportan más costos que beneficios financieros, lo que implica que la única fuente de rentabilidad descansa en el aprovechamiento forestal.

Estos resultados tienen implicaciones importantes para el análisis de la sostenibilidad financiera del bosque, porque apuntan a la necesidad de que el manejo de bosques y la administración de las empresas forestales sean financieramente sostenibles, es decir que cada parte del proceso genere beneficios iguales o mayores que sus costos. Esto es



indispensable porque en las condiciones actuales, el propietario del bosque o el empresario forestal -actuando estrictamente como inversionistas-, estarán motivados a participar solo en la fase de aprovechamiento de la madera.

En términos prácticos, estos resultados apuntan a la necesidad de lograr tratamientos silviculturales y prácticas de manejo que permitan incrementar la productividad a niveles rentables. Apuntan también a la necesidad de implementar procesos eficientes de administración de empresas, que aporten beneficios financieros adicionales, mediante la aplicación de principios y técnicas de la economía de la producción (para reducir costos, por ejemplo), o a través de gestiones administrativas y estrategias financieras y de mercadeo, para incrementar el valor agregado de los productos forestales y los ingresos de la empresa.

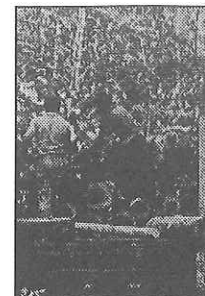
Por otra parte los resultados de esta aplicación ponen en evidencia las ventajas del **análisis financiero por niveles**, frente a los análisis parciales que se aplican usualmente en nuestro medio, los cuales no alcanzan a mostrar la rentabilidad del proceso global del manejo de bosques. Además por tratarse de análisis parciales, esos resultados pueden inducir a interpretaciones sobrevaloradas acerca de la rentabilidad del manejo de bosques.

La baja rentabilidad financiera del proceso global de manejo de bosques que ha resultado del análisis del caso de La Tirimbina, y que ha sido observada también en otros estudios de caso en América Central, constituyen un argumento en favor de los programas de incentivos forestales (como los que operan en varios países del área centroamericana), que representan un medio de compensar la baja rentabilidad y los riesgos asociados con los largos plazos de recuperación de las inversiones.

Con base en estos resultados se justifican también otras formas novedosas de apoyo financiero, que la sociedad en su conjunto está empezando a brindar al subsector de bosques naturales. Por ejemplo en Costa Rica este tipo de apoyo está operando a través del pago de impuestos adicionales a los combustibles y el pago incrementado de tarifas de agua, los cuales son transferidos a los propietarios del bosque, como pago por los servicios ambientales que brindan a la sociedad.

En esta sección hemos aplicado la metodología propuesta para el análisis financiero, a un caso real, en el cual se ha ilustrado el procedimiento y los resultados del análisis a tres niveles:

- Aprovechamiento forestal
- Manejo del bosque
- Empresa forestal



7.6. Bibliografía

- Ammour, T.; Kent, J. 1996. Metodología del análisis financiero/económico; aplicaciones al manejo de recursos de bosques naturales y de sistemas de producción en áreas de frontera agrícola de Centroamérica. Proyecto Olafo/Manglares CATIE, Turrialba, Costa Rica. Presentado en Curso Internacional de Desarrollo Rural, 4-19 noviembre 1996. 38 p.
- Beattie, B.R.; Taylor, C.R. 1985. The economics of production. Montana State University, New York, USA. John Wiley and Sons. 258 p.
- CATIE. 1989. Manual para determinar rendimientos y costos de faenas de producción de los sistemas de árboles de uso múltiple. Ed. Carlos Reiche. CATIE/ROCAP, Turrialba, Costa Rica. 62 p.
- Consejo Nacional de Areas Protegidas (CONAP). 1999. Metodología para el análisis financiero de concesiones forestales en la Reserva de la Biósfera Maya. Estudio de caso: San Miguel la Palotada. CONAP. Guatemala de la Asunción. 53 p.
- Cordero, W. 1989. Aprovechamiento forestal. Cartago, Costa Rica, Instituto Tecnológico de Costa Rica. Serie de apoyo académico #8. 26 p.
- Davies, J. 1997. Guía para el análisis financiero de manejo forestal. Proyecto de manejo integrado del bosque natural. DFID-CODEFORSA-MINAE-ITCR. Ciudad Quesada, Costa Rica. 143 p.
- Gittinger, J.P. 1989. Análisis económico de proyectos agrícolas. Segunda edición, Editorial Tecnos, Madrid. 532 p.
- Gómez, M. 1992. El uso del programa Cash Flow para el análisis financiero de inversiones agrícolas y forestales. CATIE/ROCAP, Turrialba, Costa Rica. 19 p. Documento interno.
- Gregersen, H.M.; Contreras, A.H. 1979. Economic analysis of Forestry Projects. FAO, Roma. 193 p.
- Kent, J.; Stanley, S.; Marmillod, D. 1997. Evaluación de la factibilidad financiera de tratamientos silviculturales en una concesión comunitaria en Petén, Guatemala. *In: Experiencias prácticas y prioridades de investigación en silvicultura de bosques naturales en América Tropical: Actas del seminario taller realizado en Pucallpa, Perú, del 17 al 21 de junio de 1996.* Editado por César Sabogal, Marlen Camacho y Manuel Guariguata. Turrialba, Costa Rica, CIFOR/CATIE/INIA, 1997. pp. 201-205.
- Lacayo Ortiz, B.I. 1996. Viabilidad financiera del manejo forestal del bosque tropical seco en la Cooperativa Pedro Joaquín Chamorro, Nandaime, Nicaragua. Tesis M.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 105 p.
- Méndez, J.A. 1996. Determinación de la rentabilidad financiera del manejo del bosque natural en la zona norte de Costa Rica en fincas de propiedad de asociados de CODEFORSA. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 89 p.
- Morales, R. 1995. Informe técnico financiero del aprovechamiento forestal 1995, Cooperativa Bethel, La Libertad, Petén. Proyecto Centro Maya, Santa Elena Petén, Programa Forestal, Petén, 15 p.
- Ortiz, V.R. 1996. Bosque secundario por abandono de pastizales en la Región Huetar Norte de Costa Rica; análisis de algunos criterios económicos y ambientales. Tesis Lic., Universidad Nacional, Costa Rica. 113 p.
- Quirós, D.; Gómez, M. 1997. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica; análisis financiero. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico No.225. Colección de Silvicultura y Manejo de Bosques. 22 p.
- Quirós, D.; Gómez, M. 1999. Monitoreo de costos de aprovechamiento. Revista Forestal Centroamericana no.25:9-11.
- Reyes Rodas, R. 1995. Caracterización y evaluación de la sostenibilidad de los sistemas de producción de la concesión comunitaria de San Miguel, Petén, Guatemala. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, C.R. 186 p.
- Rodríguez, L. 1997. Implicaciones económicas del almacenamiento de CO₂ en un bosque húmedo tropical en Costa Rica bajo diferentes estrategias de intervención. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 72 p.
- Rose, D.W.; Blinn, C.R.; Brand, G.J. 1989. A guide to forestry investment analysis. USDA. Research Paper NC-284. 23 p.
- Sánchez Monge, M.; Maginnis, S.; Davies, J. 1996. Simulaciones silviculturales y financieras en la ordenación de bosques naturales. *In Congreso Nacional Agronómico y de Recursos Naturales.* 8-12 julio, 1996. San José, Costa Rica. Memoria: Agronomía y Recursos Naturales. Ed. Floria Bertsch, Walter Badilla, Jaime García. 1a. Ed. EUNED, EUNA, 1996. Pp. 167-170.

Docentes participantes

Nombre	Institución
Carlos Mass, Mario Rodríguez	Centro Universitario del Petén, Guatemala (CUDEP)
Pompilio Rodríguez, Ramón Ordoñez	Centro Universitario del Litoral Atlántico, Honduras (CURLA)
José Luis Montesinos	Escuela Nacional de Ciencias Forestales, Honduras (ESNACIFOR)
Claudio Calero, Lucía Romero	Universidad Nacional, Nicaragua (UNA)
Lilieth Mena, Anastasio Alvarez	Universidad de las Regiones Autónomas de la Costa Caribe Nicaragüense (URACCAN)
Ovidio Novoa	Universidad de Panamá (UPA)
Freddy Rojas, Juvenal Valerio, Braulio Vilchez	Instituto Tecnológico de Costa Rica (ITCR)
Wilberth Jiménez, Eladio Chaves	Universidad Nacional Autónoma, Costa Rica (UNA)
Xavier Escorcía, Medardo Caballero, Glenn Galloway, Bastiaan Louman, David Quirós, Javier Zamora	Proyecto TRANSFORMA CATIE/COSUDE Unidad de Manejo de Bosques Naturales
Magaly Urbina	MARENA/TRANSFORMA

