

Capítulo 4. Los Bosques Secundarios y su Manejo

Un bosque primario es aquel que no ha sufrido perturbaciones significativas por la intervención humana. Por consiguiente, cualquier modificación hecha por los seres humanos en un bosque primario anula su condición de “primario” (Fig. 4-1). El término “secundario” se aplica al “crecimiento forestal que se produce naturalmente después de una modificación drástica del bosque previo” (por ejemplo, tala rasa, incendios graves o ataques de insectos) (Ford-Robertson 1971). Literalmente, el bosque secundario aparece después de aclareos totales del terreno, y por lo tanto, se excluyen los bosques talados que mantienen un dosel parcial. Sin embargo, en este capítulo el término “secundario” abarca ambos tipos de bosques. A pesar de que los dos pueden ser distintos en estructura y composición, con el tiempo, y particularmente a medida que son manejados, sus características respectivas y tratamientos tienden que converger. Aún ahora, los bosques más avanzados de crecimiento secundario requieren el mismo tratamiento que muchos bosques talados.

De los bosques remanentes en 76 países tropicales en 1980, al menos la mitad eran secundarios (Anón. 1982a), de los cuales, casi 9 millones km² eran potencialmente productivos (Cuadro 4-1). Eso significa que se trata de bosques donde el terreno y los reglamentos actuales no prohíben la producción de madera útil (sin tomar en cuenta la accesibilidad actual).



Fig. 4-1.—*Bosque seco residual después de muchos años de pastoreo excesivo e incendios, compuesto casi totalmente de Bursera simaruba; no se observa regeneración.*

En relación con la población, la extensión de los bosques secundarios potencialmente productivos en América tropical es de tamaño intermedio entre los de África y los de la región del Asia y del Pacífico. En el África, el 72% de los bosques secundarios son abiertos (secos) y sólo el 28% tienen un dosel cerrado. En América, la razón es de 50:50, y en el Asia y el Pacífico es de 6:94.

Los bosques tropicales secundarios actuales se están perdiendo por la deforestación, pero las talas parciales en bosques primarios y de crecimiento antiguo generan nuevos bosques que engrosan las filas de los secundarios (Cuadro 4-2). Afortunadamente, otros terrenos se están reforestando naturalmente. El efecto neto medido durante cinco años ha sido que la zona forestal secundaria disminuye a razón de un tercio de la disminución del bosque primario (Anón. 1982e).

La importancia crítica de las áreas actuales de bosque secundario, como fuente de madera en el año 2000, suponiendo un manejo intensivo de hasta 6 m³/ha/año, se ve en los datos presentados por Wadsworth (1983). A causa del costo inicial más alto de las plantaciones, estas son mucho menos extensas que los bosques naturales. Si en el año 2000 las plantaciones abastecen sólo la proporción actual (12%) de la demanda por madera, el 90% restante deberá salir de los bosques nativos secundarios. Si las plantaciones abastecieran el 50% de las necesidades, esta dependencia sobre los bosques nativos declinaría hasta casi un 54%. Sin embargo, ya que las zonas forestales desaparecen en aras de más terrenos para otros usos, el área que se regeneraría en forma natural y se manejaría de manera sostenible sería más pequeña en muchos países.

La naturaleza de los bosques

Existen dos grandes categorías de bosques secundarios. Una son los bosques residuales que han sido talados más de una vez en los últimos 60 a 80 años, y que la última tala haya sido en los últimos 30 años. Ya que nunca han sido talados completamente, estos bosques retienen algunas de sus características anteriores.

La segunda categoría, llamada bosques de “barbecho” o “voluntarios” (Anón. 1982a) consiste, en su mayor parte, del crecimiento espontáneo que surge después de un cultivo periódico. A este bosque le falta tanto la estructura como la composición de un bosque maduro, porque está compuesto principalmente de especies pioneras. Por lo general, casi el 55% de los bosques

secundarios de los trópicos son bosques talados y el 45% bosques de barbecho; en el neotrópico, la relación correspondiente es de 51 y 49%. Las áreas forestales secundarias potencialmente productivas de los trópicos consisten, por lo general, de especies latifoliadas (94%) y coníferas (6%) (Anón. 1982e); en el neotrópico, 87 y 13%, respectivamente.

Entre las características que distinguen a los bosques tropicales secundarios de los primarios están las siguientes (Budowski 1970, Odum 1969):

Rasgo	Características del bosque secundario en relación con el primario
Nutrimientos y estabilidad	
Nutrimientos inorgánicos	Extrabióticos, en vez de intrabióticos
Ciclos de minerales	Abiertos en vez de cerrados
Conservación de nutrientes	Menos efectiva
Intercambio de nutrientes con el ambiente	Mayor
Papel nutritivo de los detritos	Menos importante
Patrón de la cadena alimenticia	Lineal en vez de reticular
Estabilidad	Pobre
Estructura	
Biomasa por unidad de flujo de energía	Menos
Tamaño de los organismos	Más pequeños
Superficie del dosel superior	Más uniforme
Estratificación	Menos organizada
Estrato inferior de los árboles	Más denso
Materia orgánica	Menor cantidad
Tolerancia de las especies dominantes	Mucho menor
Diversidad	
Cantidad de especies	Menor
Heterogeneidad espacial	Menos organizada
Equidad de especies	Menor
Especialización de nichos	Poca
Simbiosis	Menos desarrollada
Rango natural de especies dominantes	Más amplio

Crecimiento, regeneración y productividad

Selectividad del crecimiento	Por rapidez
Regeneración de especies dominantes	Mucho menos común
Viabilidad de semillas	Larga duración
Ciclos de vida	Más cortos y simples
Producción bruta	Más alta
Producción bruta/razón de respiración	Mayor que 1
Producción neta primaria	Más alta
Densidad de la madera	Menor
Producción de madera	Mayor

Se han notado otras diferencias. En Trinidad, un bosque secundario tenía una cantidad de especies características de hábitats más secos que los del bosque primario, menos especies de Leguminosae y Myrtaceae y una mayor cantidad de Rubiaceae (Greig-Smith 1952). Además, los insectos herbívoros son de 5 a 10 veces más abundantes en los bosques secundarios que en los primarios (Janzen 1975), lo que sugiere, que las especies pioneras tienen menos defensas químicas y dedican más energía al crecimiento. En Malasia, por ejemplo, los bosques secundarios, deficientes en insectos depredadores y parasíticos del bosque primario como factores de control, fueron la fuente principal de pestes en el cacao (Conway 1972). En México, los árboles de los bosques secundarios tienden a usar más energía para la reproducción que para el crecimiento; por consiguiente, producen muchas semillas por planta en forma continua durante el año y dispersan sus semillas de manera más extensa, las cuales una vez en el suelo, mantienen su viabilidad por largo tiempo (Gómez-Pompa y Vázquez-Yanes 1974). Una hipótesis es que los bosques secundarios quizás tengan raíces profundas y difusas que concentran los nutrientes dispersados mediante la quema y la lixiviación (Stark 1971).

Bosques residuales. Más de la mitad de los bosques secundarios de los trópicos han sido talados, la mayoría selectivamente y no a tala rasa (Fig. 4-2). Esto ha reducido la representación de las especies más valiosas y ha dañado a algunos de los árboles remanentes, con lo que mengua la productividad potencial de madera útil.

Los impactos del daño producido por la explotación se han evaluado en varias regiones tropicales, principalmente en el hemisferio oriental. Los informes

Cuadro 4-1.—Bosques tropicales secundarios potencialmente productivos, 1980

Región/País	Bosque talado (milliones ha)	Bosque de barbecho (milliones ha)	Total (milliones ha)	Bosque (%)	Terreno (%)	Área per cápita ^a (ha)
Mundial	494.110	402.02	896.13	37	18	1.40
África tropical	213.800	165.98	379.78	46	17	2.00
Asia tropical	108.170	73.22	181.39	44	19	.80
América tropical ^b	172.140	162.82	334.96	31	20	1.30
Belice	.800	0.53	1.33	68	58	8.30
Bolivia	12.090	1.10	13.19	19	12	2.60
Brasil	130.650	100.62	231.27	37	27	2.00
Colombia	.900	8.50	9.40	16	8	.40
Costa Rica	.770	.12	.89	46	17	.40
Cuba	.800	.70	1.50	77	13	.10
República Dominicana	.190	.27	.46	51	10	.09
Ecuador	.110	2.35	2.46	14	9	2.80
El Salvador	.010	.02	.03	19	1	.01
Guatemala	1.210	.30	1.57	32	14	.20
Guyana	1.350	.20	1.55	8	7	1.90
Guayana Francesa	.150	.08	.23	3	3	3.80
Haití	.010	.04	.03	56	2	.01
Honduras	1.190	.68	1.87	40	17	.70
Jamaica	.004	.16	.16	70	14	.08
México	.300	26.00	26.30	35	13	.40
Nicaragua	.150	1.37	1.52	28	12	.60
Panamá	.820	.12	.94	22	12	.50
Paraguay	2.480	3.27	5.75	16	14	2.00
Perú	6.000	5.35	11.35	15	9	.70
Surinam	.420	.27	.69	4	4	1.40
Trinidad/Tobago	.130	.06	.19	76	40	.20
Venezuela	11.610	10.65	22.26	49	24	1.70

Fuente: Anón.1982e.

^aCifras por cápita con base en la población total de 1980.^bCifras para terrenos boscosos abiertos disponibles sólo para el Brasil.

comúnmente dan énfasis a la cantidad y proporción de árboles dañados, mientras que la productividad futura depende del efecto contrario: la cantidad y calidad de los árboles remanentes (Fig. 4-3). Un estudio efectuado en un bosque de dipterocarpáceas en Sabah (Nicholson 1958a) demuestra que el porcentaje de árboles no dañados con ≤ 10 cm dap bajó de 76% a 42% cuando se incrementó el aprovechamiento de 2 a 10 m², área basal.

En la península de Malasia, la extracción de dipterocarpáceas en tierras bajas hasta un diámetro límite de 58 cm dañó el 39% del área y el 28% de los

árboles remanentes con dap entre 10 y 39 cm (Smith 1962a). De las especies comerciales, el 56% de los brinzales de 3 m de altura y hasta 5 cm dap (173 árboles/ha) no sufrieron daños; de los latizales con dap entre 5 y 19 cm quedó el 32% (210 árboles/ha) (Fig. 4-4). Finalmente, de los árboles con dap de 20 a 49 cm, quedó el 21% (35 árboles/ha), más los diez árboles existentes con dap de 40 a 58 cm. En total, 255 árboles por hectárea con dap de 5 cm o más no fueron dañados por el aprovechamiento.

La extracción de 11 árboles por hectárea en bosques de dipterocarpáceas en Kalimantan, Indonesia, dañó seriamente el 30% del terreno (Abdulhadi *et al.* 1981).

Cuadro 4-2.—Cambio anual en una zona boscosa tropical secundaria potencialmente productiva, 1975–80

Región Tropical	Nueva conversión (millones ha)	Región reforestada en barbecho (millones ha)	Deforestación (millones ha)	Cambio neto (millones ha)	Tasa neta de cambio (%)
África	+0.64	+0.95	-3.45	-1.86	-0.5
América	+2.00	+1.54	-4.37	-0.83	-0.2
Asia y el Pacífico	+1.76	+0.90	-1.51	+1.15	+0.6
Mundial	+4.40	+3.39	-9.33	-1.54	-0.2

Fuente: Anón. 1982a.

La cantidad de árboles se redujo de 445 a 259/ha y el área basal promedio de 36 a 18 m²/ha. De los 259 árboles/ha restantes, solo 154 no estaban dañados (59%). Un estudio en Nigeria mostró que la extracción de 2,3 m²/ha dejó sanos al 84% de los árboles restantes; pero al aumentar el volumen de extracción a 9,2 m²/ha, sólo el 44% de los árboles quedaron en buen estado (Redhead 1960a). De los árboles dañados, casi el 25% sufrieron lesiones en la copa o corteza; si bien tales daños no provocan la muerte del árbol, posiblemente sí afecten seriamente la producción futura de madera útil. Casi el 20% del daño fue causado por los tractores oruga, un factor que se puede controlar mejor que la tala.

En los bosques pluviales de Queensland, Australia, la extracción en rodales con un área basal de hasta 80 m²/

ha, deja en pie hasta 50 m²/ha, un tercio de la cual es madera para ebanistería y otras especies comerciales (Henry 1960). Se considera que tales rodales tienen existencias adecuadas. Esta tala parcial sólo provoca un impacto menor sobre el ambiente y sus efectos se recuperan rápidamente (Anón. 1983c); de hecho, la explotación forestal ni alarga el tiempo de recuperación, ni causa daños a la producción futura. Además, la diversidad de especies fue mayor en los rodales aprovechados que en los vírgenes.

En Surinam, se efectuaron varios intentos por aplicar el Sistema Uniforme de Malaya (extracción de todos los árboles con dap >10 cm), los cuales no tuvieron éxito en estimular una nueva regeneración; no obstante, los esfuerzos por minimizar el daño de la extracción a los árboles inmaduros dejaron bosques residuales capaces



Fig. 4-2.—Bosque residual en el sureste de México, donde se muestra la densidad de la cobertura remanente.



Fig. 4-3.—Bosque húmedo de Filipinas inmediatamente después de la tala; se aprecian los árboles remanentes pequeños.



Fig. 4-4.—Bosque residual de dipterocarpáceas en colinas de Sarawak, 18 meses después de la extracción de un promedio de 38 m³/ha; se aprecia el buen estado de la cobertura forestal de uso potencial.

de producir una segunda cosecha (Jonkers y Schmidt 1984). A pesar de que se proyectaban pérdidas de hasta el 40% de los árboles comerciales, se espera tener en 20 años una cosecha de 19 árboles por hectárea con 30-50 cm dap.

El sistema de cortas parciales desarrollado en Surinam, llamado "Celos", predice un rendimiento de 20 m³/ha de madera de buena calidad cada 20 años, y manteniendo un alto nivel de biomasa para evitar la lixiviación de los nutrimentos (de Graaf 1986).

En las colinas húmedas de Dominica, Indias Occidentales, estudios de 62 parcelas de 1 ha revelaron que la extracción de la especie dominante, *Dacryodes excelsa*, permitió una regeneración adecuada para la siguiente cosecha (Bell 1976). La composición del bosque restante, cuya área basal variaba de 17 a 25 m²/ha, consistió de *Dacryodes* (casi un 40%), pero también de otras especies deseables desde el punto de vista comercial, tales como *Byrsonima spicata*, *Sterculia caribaea* y varias *Lauraceae*. Estos ejemplos sugieren que la extracción quizás deje suficientes árboles para producir una segunda cosecha; especialmente si el daño se disminuye mediante un control estricto de las operaciones de campo (Wyatt-Smith 1963). El uso de cables y winches podría causar menos daño que el tractor de oruga.

Sin embargo, la cosecha de madera puede causar el deterioro de un sitio, aún cuando el bosque residual sea

adecuado. La extracción selectiva de especies puede reducir la diversidad (y por ende, la estabilidad ecológica) del resto del bosque. En un ejemplo, la extracción de todos los fustes sin corteza de un bosque húmedo eliminó del ecosistema el 10% del nitrógeno (N), 39% del fósforo (P), 28% del potasio (K), 20% del calcio (Ca) y 57% del magnesio (Mg) (Ewel y Conde 1978). Aún si no se dieran esos niveles de pérdida, al sumarlas con las menores tasas de infiltración esperadas después de un aprovechamiento, la calidad del sitio se ve amenazada. Después del aprovechamiento en Kalimantan, Indonesia, la infiltración del agua de lluvia en el suelo bajó de 4,6 a 0,6 cm/min (Abdulhadi *et al.* 1981).

A pesar de lo adecuado que un bosque residual puede ser, su valor es de poca importancia cuando los caminos de extracción invitan a los agricultores a entrar y talar lo que queda, para convertir el terreno a la producción de alimentos.

Bosques de barbecho. Donde se han eliminado los bosques completamente, pero el clima y los suelos todavía favorecen su crecimiento, el cese de las perturbaciones humanas permite el restablecimiento gradual del bosque, siempre que lleguen semillas de árboles al sitio. Estos bosques pueden ser el resultado de un régimen de barbecho agrícola deliberado, pero en cualquier caso, son voluntarios. Se asemejan a una sucesión primaria y generalmente difieren significativamente del bosque que una vez hubo en el sitio.

Recuperación mediante la sucesión. Los bosques secundarios, residuales o voluntarios, cambian continuamente durante la sucesión, un proceso mediante el cual los organismos mejor adaptados al desarrollo nuevo del ambiente forestal, gradualmente reemplazan a los organismos de las etapas previas. La sucesión sigue un patrón, comúnmente es controlada y razonablemente orientada, y por consiguiente se puede predecir. Culmina en un ecosistema estable donde se mantiene la función máxima simbiótica entre los organismos (Odum 1969). La sucesión aumenta la estabilidad general del bosque como ecosistema y conduce a un aumento de la resistencia a las perturbaciones. Para la producción de madera, el comportamiento de los bosques de sucesión se asemeja más al de los bosques pluviales que al de los bosques en estado estable (steady state) (Anón. 1983c).

Cuatro etapas encontradas en la sucesión de los bosques de especies latifoliadas en la zona norte templada parecen ser aplicables a los trópicos (Bormann y Likens 1981). Estas etapas son las siguientes:

1. Reorganización, la materia orgánica total disminuye, a pesar de que la biomasa viviente aumenta.
2. Acumulación o agradación, el sistema acumula biomasa y hojarasca hasta alcanzar un punto máximo.
3. Transición, la biomasa y la hojarasca declinan hasta cierto punto.
4. Estabilidad, la biomasa y la hojarasca fluctúan alrededor de un promedio relativamente constante.

Durante la reorganización, la materia orgánica muerta del sistema anterior se descompone y desaparece más rápidamente que la biomasa que se acumula. La regulación biótica del agua se establece rápidamente, pero durante un largo tiempo, las tasas de pérdida de nutrientes disueltos podrían exceder las de los bosques primarios.

Durante la aluvionación, la producción primaria es ligeramente mayor que la descomposición, lo que genera una alta tasa de acumulación de biomasa y hojarasca. La resistencia a la exportación de nutrientes alcanza su punto máximo. El nitrógeno se acumula mediante la precipitación y la fijación. Los componentes químicos del agua drenada y la erosión están estrechamente regulados. Se reduce el flujo de agua superficial, con lo que se conservan los nutrientes. La interceptación y transpiración disminuyen la cantidad de agua almacenada.

Durante la transición, el aumento rápido de la productividad primaria que incrementa la cantidad de biomasa, declina con el cambio a especies de crecimiento más lento pero más eficientes en el uso de un ambiente cambiante.

En la etapa estable se da un mosaico de parches en distintas etapas de desarrollo que tienen que ver con secuencias de acumulación y pérdida de la biomasa. La diversidad del hábitat alcanza su punto máximo. La riqueza es mayor que durante la aluvionación, pero en los bosques aprovechados ligeramente, la mayor



Fig. 4-5.—*Regeneración de la especie oportunista Cecropia spp. en un claro después de un huracán en Puerto Rico, debajo vuelve a crecer un bosque mixto.*

diversidad florística ocurre en la etapa anterior, pues se combinan los rebrotes del bosque original con las plántulas de las especies pioneras.

La composición de rodales pioneros puede reflejar el ambiente pasado y presente (Hall y Okali 1979). Algunas especies reflejan la intensidad del uso anterior del terreno, otras la calidad del suelo. Pequeñas diferencias en el ambiente original, observadas en Surinam (tales como el relieve cóncavo), causan una divergencia extraordinaria en la sucesión (Boerboom 1974). Estudios en las zonas muy húmedas de Mindanao, Filipinas, por otro lado, llegan a la conclusión de que también existen muchas variables ambientales no correlacionadas con la vegetación (Kellman 1970).

La sucesión generalmente comienza con especies que, aunque no son comunes en un bosque estable, colonizan los claros o aperturas principales (Fig. 4-5). Cuatro características afines a tales especies contribuyen a su éxito durante la sucesión forestal (Bormann y Likens 1981): 1) gran cantidad de semillas viables latentes en el piso forestal; 2) germinación exacerbada por una perturbación; 3) crecimiento rápido en altura; 4) reproducción relativamente rápida y restablecimiento del banco de semillas latentes.

Algunas especies pioneras juegan un papel tan bien definido, que a pesar que el 50% o más de las semillas es capaz de germinar a la luz, ninguna germina a la sombra (Vázquez-Yanes 1976). Los siguientes géneros

de especies arbóreas tropicales pertenecen a esta categoría: *Cecropia*, *Clidemia*, *Myriocarpa*, *Solanum*, *Trema* y *Urera*. Algunas especies del género *Piper* son comunes en los bosques secundarios, donde requieren luz para germinar, al contrario de las especies que se encuentran en los bosques primarios.

Las especies pioneras que forman parte de las etapas iniciales de la sucesión demuestran estar especialmente adaptadas. Muchas dependen de, e inmovilizan un gran flujo de nutrientes, como los que resultan de los residuos de la tala. *Trema*, un género pionero de los bosques talados de Malasia (ahora también presente en el neotrópico), crece muy mal en suelos degradados, aparentemente porque requiere de muchos nutrientes (Wyatt-Smith 1949c). Posiblemente por esa misma razón, *Musanga* en Malasia (al igual que *Cecropia* en América), brota de manera abundante después de la tala, pero es menos común después de un período de cultivos agrícolas (Baur 1964b). En Nigeria, *Musanga* todavía aparece después del primer año de cultivo, pero es menos abundante después de dos años (Lamb 1940).

El crecimiento rápido de las especies pioneras podría no deberse simplemente a la eficacia con que convierten energía o producen materia seca. En el caso de *M. cecropioides*, ese tipo de crecimiento se debe a su capacidad ilimitada de alargar los nódulos, a su producción de hojas y a su patrón de ramificación eficaz (Coombe y Hadfield 1962).

Los bosques pioneros de clima húmedo pueden ser capaces de dominar el pasto, pero no los árboles que emergen bajo ellos. Un ejemplo se ha observado en Malasia, donde las especies *Mallotus* y *Macaranga* forman un dosel alto rápidamente, capaz de suprimir al pasto conocido como *Imperata*, pero no a las especies leñosas (Wyatt-Smith 1949c). El dosel ligero de la mayoría de las especies pioneras favorece la regeneración y el crecimiento de especies sucesoras, aunque en Sabah, *Anthocephalus* es capaz de suprimir a las especies dipterocarpaceas (Meijer 1970).

Las especies arbóreas pioneras generalmente no son de larga vida. Una especie de *Trema* en Malasia comúnmente vive sólo dos años (Wyatt-Smith 1949c). Muchos árboles pioneros en el Brasil declinan entre los 10 y 15 años (Weidelt 1969). *Cecropias* de más de 25 años de edad son raras y decadentes. En Sabah, sólo una especie pionera, *Anthocephalus*, es capaz de alcanzar los 40 años (Meijer 1970).

La sucesión es progresiva: las condiciones iniciales que favorecen a las especies pioneras gradualmente desaparecen. En las etapas iniciales, las altas tasas de reproducción y crecimiento tienen éxito; luego, con el aumento de la biomasa, el ecosistema se caracteriza por una mayor competencia interna (Odum 1969).

La transición que ocurre durante la sucesión del bosque tropical se ilustra con las observaciones de Aubreville (1948) en lo que hoy es la República del África Central. En un bosque primario sin *Musanga*, había, sin embargo, 125 semillas de esa especie por metro cuadrado en el piso forestal. Al ser liberadas, germinaron y crecieron rápidamente durante 10 años hasta alcanzar una altura de 20 m. Luego aparecieron debajo de ellas, ciertas especies del estrato inferior de un bosque primario, y más tarde, un segundo grupo de especies de madera blanda, exigentes de luz, las cuales sobrepasaron a *Musanga*. Finalmente, árboles tolerantes del bosque primario crecieron a través de esa vegetación secundaria, mientras que un sotobosque de bosque primario se formaba por debajo.

En las etapas iniciales de la sucesión, el bosque secundario aparentemente pone más énfasis en el crecimiento de las hojas y luego de troncos y raíces (Ewel 1971). En un aclareo de un bosque muy húmedo en Panamá, el mayor crecimiento de la biomasa foliar ocurrió durante los primeros dos años, mientras que el mayor crecimiento del tronco ocurrió entre el tercer y cuarto año y el las raíces entre el quinto y sexto año (Cuadro 4-3).

Un aumento en la cantidad de especies arbóreas es característico de un bosque sucesional, a menos que queden rebrotes del bosque anterior. Durante un período de 11 años en un bosque secundario de Costa Rica, la cantidad de especies arborescentes aumentó de 10 a 54 (Fournier y Herrera de Fournier 1977).

La tasa de sucesión es la rapidez con que el bosque secundario alcanza la estabilidad. Los criterios incluyen: niveles de materia orgánica y nutrientes en el suelo, densidad del dosel, área basal y volumen o biomasa. Un bosque secundario de Surinam, surgido después de la deforestación y eliminación o quema de los detritos, alcanzó en siete años, del 40 al 70% del área basal del bosque primario (Boerboom 1974).

Especies de árboles de crecimiento rápido y de madera blanda siguieron a la vegetación herbácea al segundo

año después de haberse cambiado el cultivo en las tierras bajas de Guatemala (Snedaker 1970). A medida que estas especies maduraban, fueron reemplazadas lentamente por especies de madera más densa. Como resultado del incremento diamétrico, después del primer año se percibió un aumento en la biomasa aérea; no hubo ningún cambio aparente en la biomasa foliar durante los primeros diez años de la sucesión. A partir del tercer año, la transmisión de luz había declinado al 5,4%, donde se mantuvo los siguientes 11 años. A los 14 años, la interceptación de la precipitación era la que se muestra en el Cuadro 4-4.

La recuperación del suelo bajo un bosque secundario es probablemente una medida de su progreso hacia el estado estable tan buena como las características de la vegetación. Una medida bruta es el aumento de la porosidad del suelo a medida que el bosque se desarrolla. Como resultado de la reforestación en un bosque pluvial de Nigeria, la densidad del suelo aumentó a más de la del bosque maduro, pero en diez años había bajado de nuevo al nivel inicial (Cuadro 4-5). Después del aclareo, la capacidad de retener agua disminuyó un 35%, pero un tercio de esa pérdida se recuperó en diez años; asimismo, el contenido de materia orgánica en los primeros 10 cm del suelo se redujo en más de la mitad, pero el 60% se había recuperado a los diez años.

En los bosques muy húmedos de Colombia, pérdidas de N sobre y bajo el suelo debidas a la deforestación (aproximadamente entre 1300 y 1400 kg/ha), se recuperaron mediante la fijación de N a razón de 100 a 150 kg/ha/año (Salas y Folster 1976). Se predijo que las pérdidas de K, Ca y Mg quizás se recuperarían en 20 años o menos.

En el bosque húmedo de tierras bajas al este de Guatemala, se descubrió que la acumulación de la hojarasca bajo el bosque secundario había alcanzado la mitad de la de un bosque estable en menos de un año (Ewel 1968). La contribución de materia orgánica a los 11 años excedía la del bosque estable; a los 21 años había alcanzado su punto máximo, y después de 30 - 35 años había retornado al nivel del bosque maduro. La materia orgánica acumulada en el suelo alcanzó la tasa del bosque maduro en los primeros tres a cinco años del barbecho (bosque secundario) para luego aumentar. La recuperación de N aumentó con la edad, pero nunca fue mayor que la del bosque maduro. La recuperación de fósforo aumentó con la producción de la hojarasca,

Cuadro 4-3.—Distribución del crecimiento de la biomasa en un bosque tropical secundario en Panamá (t/ha/año)

Unidad de biomasa	Intervalo de años		
	0-2 años	2-4 años	4-6 años
Hojas, flores y frutos	1.8	1.2	0.3
Fuste	4.7	11.3	2.0
Raíces	1.3	1.0	4.8
Total biomasa viva	7.8	13.5	7.1
Hojarasca	2.3	.6	.2
Total	10.1	14.1	7.3

Fuente: Ewel 1971.

alcanzando la mitad del nivel de bosque maduro en cinco semanas. Debido a las grandes cantidades acumuladas de Ca y Mg, las contribuciones de estos nutrimentos en un bosque secundario joven pueden ser insignificantes y no claramente relacionadas con la edad del bosque. En un estudio subsiguiente, la hojarasca aumentó a razón de 10 t/ha/año hasta el año 14, momento en que igualó al bosque maduro (Ewel 1976). Las causas aparentes del aumento fueron una mayor cantidad de especies deciduas y el cambio de especies. Este estudio demostró que el contenido de nutrimentos (N, P, K, Ca y Mg) de la hojarasca durante los primeros seis años fue igual al de un bosque maduro.

Los bosques secundarios acumulan materia orgánica rápidamente cuando están en barbecho entre períodos de cultivos migratorios (Ewel 1968). Los estudios efectuados en Guatemala muestran que el rendimiento de N es relativamente constante y que cantidades

Cuadro 4-4.—Interceptación de la precipitación en un bosque secundario de 14 años en Guatemala

Precipitación (cm)	Interceptación (%)
0.20	40
.40	20
.85	17

Fuente: Snedaker 1970.

moderadas se pueden acumular en la nueva hojarasca muy rápidamente; Ewel supuso que ese aumento constituye el beneficio principal del barbecho para el cultivo siguiente. El aumento de P está estrechamente relacionado con la producción de hojarasca; más del 75% del P almacenado en la hojarasca en el momento de la tala, todavía está presente seis meses después. Los niveles de K, Ca, y Mg no están claramente relacionados con la edad del barbecho: K se recicla rápidamente, con poca o ninguna acumulación, y Ca y Mg permanecen almacenados en forma relativamente estable.

El destino de las especies madereras en los bosques sucesionales es de interés especial. El resultado natural de la sucesión es mucha biomasa relacionada con la productividad, mientras que para los productores el interés se centra en una alta productividad por unidad de biomasa (Odum 1969). Bajo circunstancias favorables, las especies madereras pueden regenerarse después de la tala. En la Reserva de Gambari, Nigeria, en una parcela talada para sacar madera y leña, la cantidad de plántulas de especies útiles aumentó en cuatro años de 4 a 38/ha, mientras que la cantidad de brinzales aumentó de 2 a 47/ha. (Mallam 1953). Muchas de las plántulas provenían de semillas que habían germinado después de la tala.

Las especies madereras que son de carácter sucesional, adaptadas sólo para una función sucesional intermedia, pueden ser expulsadas por la sucesión natural antes de madurar. Especies útiles (pero parte de una serie ecológica) de géneros tales como *Ceiba*, *Terminalia* y *Triplochiton* ya declinaban en un bosque pluvial secundario de 14 años en Nigeria (Keay 1963); su crecimiento bajo el dosel era lento. Las especies del dosel, por el contrario, mantenían o aumentaban su crecimiento. Esto permitió llegar a la conclusión de que el bosque secundario sin tratamiento silvicultural produce poca madera útil.

El ambiente requerido para la producción

La importancia de los bosques secundarios para la sociedad humana de los trópicos es tradicional. Durante milenios, los agricultores tropicales han dependido de los bosques secundarios en barbecho para restaurar la productividad de terrenos agotados por los cultivos. Un ejemplo clásico se ve en los manglares de Papúa-Nueva Guinea (Gray 1960): los árboles dan leña y madera para construir albergues y canoas; las palmas adyacentes (sagú) proporcionan fécula; la proteína viene de la vida marina que depende del manglar. La dependencia humana de los bosques, menos directamente pero de forma igualmente significativa, se nota en: 1) las necesidades de agua para uso urbano y productos madereros para uso industrial, cuyo abastecimiento proviene de cuencas boscosas; 2) la agricultura irrigada depende de un suministro continuo de agua libre de sedimentos; 3) las economías nacionales dependen de la exportación de productos madereros (o tratan de evitar su importación).

Percepciones generales. Producir madera útil en los bosques secundarios del trópico tiene sus ventajas, pero también sus costos. El empleo creado, enteramente rural y poco capacitado se adapta bien a las necesidades sociales. Sin embargo, los rendimientos esperados podrían ser a largo plazo, muy dispersos geográficamente y todavía muy inciertos. Las desventajas comunes de la producción de árboles estriban en el largo plazo del proceso, en comparación con cualquier otro y con el hecho de que tal producción es poco compatible con la práctica agrícola del barbecho.

La apariencia superficial de los bosques tropicales secundarios, con pocos árboles grandes y derechos de especies comerciales, sugiere que económicamente casi no tienen valor y merecen poca o ninguna inversión para el manejo. El área de los bosques tropicales

Cuadro 4-5.—Restauración de la porosidad del suelo en un bosque secundario de Nigeria

Edad del bosque	Densidad de la masa (g/cm ²)	Porosidad total (%)	Capacidad de retención de agua (%)
1 años	1.19 ± 0.01	54.4 ± 1.0	36.4 ± 0.6
10 años	0.98 ± 0.02	63.0 ± 0.8	46.5 ± 1.2
Mature	0.98 ± 0.01	63.2 ± 0.3	56.3 ± 2.1

Fuente: Aweto 1981b.

potencialmente productivos, manejada en 1980, fue insignificante (Cuadro 4-6). Un informe posterior indica que la superficie total de bosque húmedo neotropical bajo manejo sostenible era de 75 000 ha, todas ellas en Trinidad (Poore *et al.* 1989). Sin embargo, cuando tales bosques son extensos y con posibilidades de persistir, su potencial social y económico merece una evaluación completa para determinar su capacidad de manejo intensivo.

Leslie (1987a), al evaluar si es deseable un manejo del bosque natural, establece que se debe distinguir claramente entre la viabilidad económica y la financiera. La viabilidad económica incluye todas las ganancias y costos y quizás sea más prometedora que la viabilidad financiera directa, la cual es menos completa. Wyatt-Smith (1987a) concluye que, a pesar que mucha de la madera industrial del futuro se ha de producir en plantaciones forestales, la reserva de bosques naturales constituye una segunda línea de defensa.

Según Nair (1985), los múltiples valores de los bosques tropicales naturales rara vez se utilizan en el manejo. La tendencia general, donde tales valores se reconocen, es segregarse el área por tipos de uso y subordinar la mayoría de los usos potenciales de cualquier zona dada.

A pesar de la opinión generalizada de que los bosques talados y de barbecho tienen poco potencial, algunos creen que tales bosques son prometedores si se empiezan a manejar temprano. Por ejemplo, Plumtre y Earl (1986) piensan que los bosques tropicales son capaces de producir mucho más, sin cambiar su naturaleza esencial ni su capacidad de albergar la fauna forestal. En su opinión, si estos bosques se dejan sin tratamiento después de la extracción, se los condena a

una inevitable y lenta degradación. Pero si se desarrollan pequeñas industrias forestales y se aplican tratamientos silviculturales apropiados, se podría generar ganancias; particularmente si se reconocen los beneficios no madereros del bosque. El conocimiento de los bosques tropicales secundarios no está en su infancia. Durante más de un siglo, se ha obtenido mucha información sobre estos bosques y su cultivo. Ya en 1880, se refinaron miles de hectáreas de bosques naturales en el sureste asiático. En la primera década de este siglo, se desarrolló el manejo de los manglares en lo que hoy es Malasia, y un sistema de “tallar con reservas” se aplicó en los bosques de la India, para producir postes, leña y forraje. Las pruebas de regeneración natural a gran escala se iniciaron en Nigeria.

En la década de 1920, se documentó una gran mortalidad inicial de la regeneración natural en bosques tropicales en lo que hoy es Sri Lanka. Además, en la India surgieron problemas relacionados con los límites de las circunferencias de los árboles, en términos de regeneración poco confiable.

En la década de 1930, se comenzaron las pruebas del sistema de dosel protector, en lo que hoy es Malasia. En la India se descubrió que el talado del estrato inferior no inducía la regeneración adecuada de las pocas especies que entonces se deseaban. Se comprobó que las especies pioneras, tales como *Musanga*, eran valiosas como árboles protectores de especies más jóvenes, en lo que hoy es Malasia.

En la década de 1940, se comprobó que las especies pioneras son de vida corta, y que se debe seguir la sucesión natural del bosque en el tratamiento del rodal.

En la década de 1950, se descubrió el nivel de nutrimentos almacenados en los bosques de barbecho

Cuadro 4-6.—Estado de manejo de los bosques tropicales cerrados en 1980

Región	Área potencialmente productiva (miles km ²)	Bajo manejo (miles km ²)	Proporción bajo manejo (%)
América tropical	5,217	5	0.1
África tropical	1,630	17	1.1
Asia tropical	2,010	398	19.8
Total	8,857	420	4.7

Fuente: Anón. 1982e.

en Ghana; en Nigeria se obtuvo una completa recuperación de un sitio forestal en sólo 14 años, y se documentó la rapidez con que las especies de árboles útiles retornan a los bosques secundarios. En Malasia se desarrolló el Sistema Uniforme Malayo y la técnica del muestreo diagnóstico. En Australia, se encontraron tasas de crecimiento significativas de especies deseables, aún en bosques sin tratamiento. En Brunei, se llegó a la conclusión de que simplificar la composición natural del bosque no impide que se obtengan rendimientos sostenibles. El sistema de selección se aplicó en Filipinas; pero en Uganda resultó inadecuado por daños causados por la tala y el crecimiento lento. Sin embargo, se descubrió que la mayoría de los árboles seleccionados y tratados sobrevivieron y que sólo se necesitaban unos pocos para obtener una densidad total.

En la década de los 1960, se descubrió que con sólo un mayor cuidado los daños de la extracción en Nigeria se podían reducir significativamente. Se desarrollaron técnicas dinámicas de muestreo en Uganda. Se determinaron los rendimientos posibles de muchas zonas tropicales.

A partir de la década de 1970, se ha generado más información básica en ambos hemisferios. Se ha estudiado la regeneración, comenzando con la fenología del florecimiento hasta la dispersión, almacenamiento y establecimiento de las semillas en el bosque, en relación con la iluminación y otras condiciones. Se ha descubierto que la vegetación misma contiene una alta proporción de nutrimentos. Se ha documentado el reciclaje de los nutrimentos y algunos de los efectos de las intervenciones. Se ha demostrado el papel crítico que juega la fauna en el bienestar de los bosques. Nuevos conocimientos de la interdependencia de la fauna y la flora en los bosques ha iluminado la fragilidad de muchas especies y los efectos que las modificaciones provocan. Se ha demostrado que la conservación de la biodiversidad ha sido crítica para el buen manejo forestal. Ya hay pruebas de que los bosques secundarios contienen un potencial mayor de árboles útiles de lo que hasta ahora se creía. Una amplia variación en las tasas de crecimiento de árboles aparentemente similares sugiere que la liberación podría tener un efecto en el potencial de productividad.

Sin embargo, a pesar del bagaje de conocimientos, el manejo del bosque natural fue abandonado en muchos países durante las décadas de los 1960 y 1970, debido

principalmente a la falta de personal capacitado y de recursos financieros (Masson 1983). Aún el 5% de los bosques tropicales cerrados que se habían clasificado como "bajo manejo para la producción" en su mayoría no se manejaban de forma intensiva.

Los principales acontecimientos ocurridos durante el período 1957-1982, que han afectado el manejo de los bosques tropicales mixtos, son los siguientes (Masson 1983):

- Aumento de la población y deforestación constante para establecer cultivos agrícolas.
- Aumento en la importancia de los bosques para las comunidades rurales.
- Aumento en la demanda de leña y madera industrial, hasta el punto en que el manejo actual no puede abastecer las necesidades.
- Sistemas de explotación que exigen operaciones a gran escala y la extracción de más especies y diámetros menores; el personal forestal se ve incapacitado para controlar el daño e integrar las prácticas silviculturales que se necesitan.
- Contratos de corto plazo con las empresas forestales; no hay incentivos para la productividad a largo plazo.
- Financiamiento público anual, lo que impide la ejecución de prácticas de cultivo forestal a largo plazo.

Aún con el empleo de cortas de selección cuidadosas y tratamientos extensivos de liberación, los rendimientos han sido tan bajos que es difícil convencer a los gobiernos que los beneficios económicos y sociales combinados, incluyendo empleo y divisas, justifican la protección, o aún la preservación de bosques tropicales mixtos.

Los acontecimientos que se dieron en Nigeria ilustran los resultados de esta percepción (Lowe 1984). Las reservas forestales se originaron en 1899, y a mediados de la década de los 1920, ya se estaban efectuando investigaciones silviculturales sistemáticas. Para 1950, se habían tratado 2000 km² con el método de dosel protector. En 1970, se prohibieron las exportaciones de maderas duras, como un intento por favorecer al

mercado local. En 1980, aunque se había demostrado que los bosques altos naturales podían producir 1 m³/ha/año en rotaciones de 40 años, se consideró que los bosques remanentes eran insuficientes para abastecer las necesidades locales y se plantaron 110 000 ha. Lowe concluyó que después de 50 años de esfuerzos es posible lograr rendimientos sostenibles, pero que todavía no se sabe lo suficiente de la regeneración natural.

Las experiencias del manejo de los bosques naturales indican que donde hay área boscosa suficiente y se aplican tratamientos racionales siempre habrá un lugar para este tipo de bosque (Mergen y Vincent 1987). Sin embargo, se reconoce la importancia de las plantaciones forestales para el suministro futuro de madera, como también otros interrogantes sobre las prácticas silviculturales en diferentes condiciones forestales. Sin embargo, los que han trabajado en materia forestal tienen la impresión de que es posible hacer que los bosques talados rindan mucho más de lo que se ha visto hasta la fecha.

Se han obtenido conclusiones alentadoras sobre el manejo productivo de los bosques pluviales en Queensland, Australia (Anón. 1983c). Se descubrió que la extracción selectiva es compatible con el manejo de uso múltiple. Después de la tala hubo un fuerte impulso en el crecimiento. Ciclos de corta de 40 a 50 años son sostenibles. Un aprovechamiento de intensidad normal no aumenta la pérdida de especies. El impacto visual de la extracción es de corta duración. El potencial de la regeneración era excelente.

En el pasado, los tratamientos silviculturales se basaron en el ensayo y error, el cual arrojó luz sobre la complejidad de tales bosques y la necesidad de más información técnica. Se han abandonado prácticas silviculturales de amplio uso anteriormente. Al comienzo, el temor a alejarse de la naturaleza produjo tratamientos tan conservadores que se logró muy poco en acelerar el crecimiento. Los grandes claros necesarios para estimular el crecimiento de árboles deseables en Surinam, por ejemplo, también estimularon el crecimiento de especies competidoras (Anón. 1959j). En Uganda, se aplicaron tratamientos audaces, pero no se lograron los resultados esperados, lo que sugiere que los árboles no respondían al tratamiento por haber sufrido un largo período de supresión (Dawkins 1963b). Descubrir que la respuesta a la liberación es mayor en árboles pequeños sugirió

que la tasa de crecimiento es 'jerárquica', y que se establece a una edad temprana y dura toda la vida (Lowe 1966). Eso explicaría en parte, lo difícil que es elegir con anticipación los árboles de crecimiento rápido, con base en su apariencia externa.

Los tratamientos silviculturales en bosques secundarios aceleran el crecimiento, pero un sólo tratamiento no asegura un rendimiento sostenido. Los tratamientos iniciales, generalmente llamados "cortas de mejoramiento", se consideran provisionales pues el objetivo principal es usar todas las existencias disponibles (Troup 1921). Aunque es de esperar que la secuencia de tratamientos aumente la proporción de árboles semilleros de especies deseables, y que periódicamente se abra el dosel lo suficiente para inducir la regeneración, todavía no existen pruebas que un proceso tal genere cosechas a futuro. Por consiguiente, los empeños debieran concentrarse en criar árboles de calidad superior en plantaciones, y en aumentar la productividad de estas.

Al refinar los bosques secundarios tropicales, los forestales eligen árboles de cosecha futura según su posibilidad comercial, su tamaño actual en relación con el de madurez, su forma, ausencia de lesiones y salud aparente. Aún cuando muchas especies quizás sean aceptables para productos futuros, el manejo tiende a reducir la cantidad de especies, favoreciendo siempre a las que se consideran mejores. Un resultado extremo sería reducir la diversidad forestal a rodales casi puros en ciertas regiones. Esto quizás termine por eliminar todas las especies adaptadas a ciertos microsítios, a los que otras especies más deseables quizás no se puedan adaptar. Por ello, se necesita una diversidad mayor que la necesaria para lograr una productividad máxima, con el fin de preservar el sitio y asegurar el bienestar del bosque. Donde no hay información disponible, la silvicultura debe ser de carácter provisional y modificar los rodales de forma cautelosa y gradual.

Las conclusiones de Wyatt-Smith (1987b) apoyan el manejo de bosques tropicales secundarios para la producción de madera. Declara que las plantaciones no se deben considerar como alternativas a los bosques húmedos tropicales, porque los productos que rinden son distintos. Pocas maderas de alta calidad, la teca como excepción, crecen bien en plantaciones. Por otra parte, las maderas mixtas para uso industrial provenientes de los bosques tropicales húmedos son muy inferiores al producto uniforme de las

plantaciones. Por consiguiente, se recomienda un manejo de rendimiento sostenido que abarque las extensiones más grandes posibles de bosques tropicales húmedos.

Wyatt-Smith piensa, además, que el uso cada vez mayor de enchapados y madera reconstituída en vez de madera sólida, el uso de tinturas y otros métodos de producir láminas decorativas, el uso de un mayor número de especies (incluso especies anteriormente consideradas malezas), y el desarrollo tecnológico que ha reducido la cantidad de residuos, influyen en las decisiones de los regímenes por aplicar. Sin embargo, afirma, siempre habrá mercado para la madera sólida de primera calidad y de las especies preferidas, el precio de la cual aumentará sustancialmente, por encima de la inflación, debido al suministro cada vez más reducido. Por consiguiente, Wyatt-Smith considera una inversión relativamente libre de riesgos el favorecer especies forestales que se regeneran con facilidad, crecen razonablemente rápido en bosques relativamente puros, son relativamente libres de enfermedades y ataques de insectos, no dañan el sitio y producen madera de buena calidad.

Leslie (1987) concluyó que no era necesario defender el manejo del bosque natural, porque los aspectos económicos en su contra podrían ser erróneos o simplemente por su inherente debilidad teórica y práctica. Lo consideró erróneo porque con las tasas de interés sugeridas en los estudios económicos forestales, el manejo natural de los bosques tropicales mixtos podría ser mejor, desde el punto financiero, que las demás alternativas de uso del suelo o de sistemas de manejo. El manejo natural, concluyó, donde es ecológicamente viable, también es económicamente preferible por sus propios méritos.

La preocupación del público sobre lo factible que es producir cultivos madereros de forma económica resulta en parte de los fracasos del manejo, causados por razones que no son de naturaleza técnica (Schmidt 1987). Las demás causas del fracaso incluyen: propiedades que no están protegidas contra la invasión; el abandono de cultivos porque se dispone de madera ya madura en otras partes; la promesa, a menudo incumplida, de plantaciones de mayores rendimientos; el financiamiento inadecuado o inconsistente y la inestabilidad política.

Complejidad del rodal. Sin intervención silvicultural, la sucesión natural en un bosque talado se aproxima

gradual y lentamente a las características del bosque primario. Si se deja a la naturaleza, los bosques secundarios, en todos menos los sitios más pobres, generalmente llegarán a producir algunos árboles de especies, tamaños y formas comerciales. La velocidad del proceso depende del clima, del suelo y de la severidad y duración de las modificaciones al bosque, además de la proximidad a las fuentes de semillas y de la fauna responsable de su dispersión.

Whitmore (1983), al revisar la sucesión secundaria a partir de semillas en bosques pluviales tropicales, indicó lo complejo que era el proceso y las lagunas de conocimiento existentes. La presencia de semillas de especies pioneras en el piso forestal se reconoce extensamente ahora. Whitmore rechazó la separación de las especies en pioneras y clímax; su visión era la existencia de un gran continuum de un extremo al otro. Las diferencias en el tamaño de los claros forestales, el tiempo que duran, sus causas y su proximidad a las fuentes de semillas, todo influye en el curso de la sucesión. Las perturbaciones producidas por la extracción pueden variar extensamente de un lugar a otro, dejando un mosaico de distintas condiciones para la sucesión subsiguiente.

Aunque la diversidad de los bosques secundarios quizás sea menor que la de los bosques primarios, de todas maneras, la utilización es complicada, excepto en sitios donde la leña es tan escasa que todo material leñoso es aceptable. En otras condiciones, la pequeña cantidad de árboles apropiados para usos específicos que alcanzan un buen tamaño de cosecha, no permite cubrir los costos. En ese caso, los costos silviculturales sólo se pueden amortizar a través de un largo período. Esta situación opera en contra de la diversidad, favoreciendo la simplificación de la composición del bosque y una mayor uniformidad de su estructura, lo que podría acarrear ciertos riesgos para los valores ecológicos.

Un aspecto de la diversidad del bosque que la silvicultura a menudo pasa por alto es el papel esencial que juega en el ecosistema la fauna "consumidora"; particularmente las formas más altas de vida animal. Muchas especies son cazadas aún antes de considerar su papel en la silvicultura; su contribución potencial para la polinización, dispersión de semillas y control de otras formas de vida animal podría ser esencial para la productividad forestal. La contribución de los distintos componentes de la diversidad del bosque requiere no solo mayores estudios sino también que, mientras tanto, se les maneje con cuidado.

El tratamiento silvicultural basado en los conocimientos actuales podría hacer tanto daño como bien a la diversidad, debido a que los resultados no son obvios de manera inmediata. El tratamiento favorece a los árboles que mejor cumplen con los requisitos del mercado futuro, o de probable crecimiento rápido, a expensas de los demás árboles. La liberación que estimula el crecimiento de ciertos árboles seleccionados podría crear suficientes claros en el bosque como para cambiar su composición, impulsándola hacia especies intolerantes. Además, el hecho de eliminar las que parecen especies inútiles, a pesar de lo gradual que sea, podría resultar más tarde ecológica o aún económicamente indeseable.

Los bosques secundarios heterogéneos complican la silvicultura por otras razones. El tratamiento recibido en el pasado varía de un sitio a otro, desde cortas ligeras para extraer los árboles maduros de una especie, hasta aclareos, establecimiento de cultivos, sobrepastoreo y quemas repetidas. Cambios drásticos afectan la calidad del suelo y acentúan variaciones en el sitio, las cuales no son evidentes en los bosques primarios. Los siguientes aspectos deben considerarse para alcanzar un uso sostenible de los bosques húmedos tropicales (Davidson 1985): riqueza de especies, árboles de larga vida, interdependencia entre flora, fauna y habitantes del bosque, ocurrencia de parches de especies, susceptibilidad al agotamiento de los nutrientes; regeneración incierta.

Los bosques aprovechados generalmente se empobrecen en calidad y cantidad porque solo se cosechan las mejores especies. En ciertos bosques de Filipinas, donde las especies dipterocarpaceas constituían más de la mitad del bosque original, después de la cosecha representaban menos del 20% (Caneda 1963, Nastor 1961).

Los bosques talados generalmente contienen más especies madereras que los bosques de barbecho, pero tienden a ser menos uniformes en cuanto al tamaño de los árboles y la continuidad del dosel. También, podrían tener un estrato superior no productivo. Una variable más de tales bosques es el impacto secundario del daño producido por la extracción, los efectos inmediatos y a largo plazo de lesiones en los árboles. Además, se desconoce la edad de los mejores árboles de futura cosecha, por lo que es difícil determinar su potencial. Por ejemplo, a diferencia de los árboles jóvenes, los

árboles que han estado suprimidos durante mucho tiempo podrían no responder a la liberación.

La presencia de árboles bien formados de especies comerciales en los bosques talados depende mucho de la intensidad del aprovechamiento de madera y del control del daño causado. Rara vez se ha expresado inquietud por el bosque residual durante la extracción de madera en los bosques tropicales, así que es común encontrar daños severos. Tales pérdidas a las cosechas futuras se pueden evitar pues la mayoría de los bosques húmedos primarios tienen un componente significativo de árboles de tamaño inferior al de cosecha. El control del daño producido por la extracción en Filipinas ha logrado salvar cosechas futuras en grandes zonas, lo que justifica su cuidado a futuro (Fox 1967c). Si tales controles fueran aplicados en todo el trópico, se tendrían extensas zonas de densidad adecuada. Comúnmente se subestima el potencial de los cultivos inmaduros en los bosques secundarios porque los brinzales o latizales están tan espaciados que por poco no se ven, pero aún así podrían alcanzar una densidad total una vez que maduran.

Los árboles que quedan después de una tala podrían no sobrevivir si se los deja inatendidos. En un bosque húmedo estudiado en Sabah, ocho años después del aprovechamiento casi todos los arbolitos habían sido ahogados por la maleza (Anón. 1957a). En un bosque de Nigeria, los brinzales de *Khaya grandifoliola* se redujeron de 217 a 22 por hectárea durante el mismo período (Anón. 1965c). Aún los árboles que sobreviven, podrían ser de poca utilidad pues la especie en la madurez es de tamaño pequeño, pobre forma o madera inferior. Esto ocurre donde el aprovechamiento ha extraído todos los árboles buenos o ha deteriorado seriamente el sitio.

Los bosques secundarios de barbecho se estratifican verticalmente; las especies pioneras por encima y las de sucesión más avanzada por debajo. Las especies de las etapas siguientes (las inferiores) generalmente son las de mejor expectativa para la producción de productos madereros tradicionales, ya que tienden a ser más derechas y altas al alcanzar la madurez y producen maderas más densas y versátiles. Durante las etapas iniciales del desarrollo, la cantidad de estos árboles con potencial de cosecha quizás sea demasiado pequeña para justificar el tratamiento silvicultural, aún si ciertas especies que ahora se consideran mediocres, se

aceptaran como posibles cultivos futuros. Sin embargo, los árboles intermedios y subordinados hasta el tamaño de brinzal, quizás constituyan un bosque de buena densidad. Para obtener un bosque tal quizás se justifique la eliminación inmediata o gradual de la mayoría de árboles indeseables del estrato superior, dejando un bosque de árboles con diámetros y plazos de madurez relativamente uniformes.

Silvicultura

La silvicultura se define como la teoría y práctica de controlar el establecimiento, composición, constitución y crecimiento de los bosques (Ford-Robertson 1971). Su práctica se basa en las leyes naturales de la ecología forestal. Aunque la silvicultura tiene un propósito humano, el manejo debe servir a la silvicultura en vez de ser su dueño (Schlich 1925). La intervención silvicultural en los bosques naturales podría modificar el microambiente, el ciclo hidrológico, las propiedades del suelo y la estructura y composición genética de los bosques, a la par que su crecimiento. Con un manejo adecuado, los bosques se modifican de manera controlada, y aún si difieren en buena medida de los bosques naturales, pueden ser más vigorosos y productivos, y libres de lesiones (Smith 1962).

Desde hace tiempo, el equilibrio biológico aparente de los bosques primarios ha intrigado a los forestales, como posible factor clave para obtener rendimientos sostenibles de madera. El bosque natural tratado para producir madera se ubica entre el bosque primario y las plantaciones de manejo intensivo. Por consiguiente, el cultivo de los bosques secundarios quizás no alcance el ideal de los ecólogos, economistas, o aún muchos profesionales forestales. Los ecólogos quizás consideren que es dudoso el carácter sostenible de tales bosques, que son pobres sustitutos como depósitos del germoplasma de los bosques primarios. Los economistas quizás los consideren menos competitivos que otros usos del suelo, y los forestales consideran que los bosques naturales son menos productivos que las plantaciones, al menos a corto plazo, a pesar del tratamiento silvicultural. Los resultados hasta ahora tienden a apoyar estas opiniones.

Un problema fundamental que enfrentan los silvicultores en el manejo del bosque natural es determinar hasta qué punto se debe de mantener el carácter de natural, para sostener los valores ambientales y la productividad del sitio, dado que se

debe de favorecer a los árboles más prometedores a expensas de los demás. Se necesita saber mucho más sobre los bosques naturales, antes de entender y pronosticar todas las consecuencias de la silvicultura en términos de una productividad maderera sostenible.

La productividad de los bosques secundarios depende, por último, de la efectividad con que el especialista puede mantener el sitio, la calidad del suelo y la integridad del ecosistema; plantar zonas no productivas, controlar la competencia y las tasas de crecimiento; evitar daños y cosechar productos (Poore 1968). La restauración de los bosques primarios no es capaz de lograr todas estas metas. Sin embargo, un enfoque cauteloso sería adoptar una orientación hacia la sucesión natural. La retención de un dosel cerrado de estratos múltiples debería reducir los riesgos (Barnard 1954). Los bosques podrían contener una mayor cantidad de especies madereras preferidas, y a la vez conservar una variedad de otras especies en los estratos inferiores que preserven la diversidad. El resultado sería una conciliación entre los requisitos ecológicos y económicos.

Dejar la estructura del bosque natural con árboles de todos los tamaños para favorecer una práctica monocíclica (un período de cosecha por rotación) es desviarse del proceso natural; este hecho ha preocupado a los forestales durante largo tiempo. En 1951, la Octava Conferencia Silvicultural de la India advirtió que desviarse de las cortas de selección (con varias cosechas ligeras por rotación) arrastra el serio riesgo de perturbar los delicados equilibrios ecológicos, en detrimento de los intereses a largo plazo (Rosayro 1952). Todavía se está discutiendo si para lograr rendimientos sostenibles se debe restaurar y perpetuar la estructura de los bosques no modificados (Leslie 1977).

La experiencia en Sarawak sugiere que no es esencial tener una estructura extremadamente compleja y diferenciada, ni una composición semejante a la del bosque primario para mantener sitios y bosques sanos (Brunig 1967). Los bosques secundarios cuya estructura es más simple y cuyo volumen de madera es mayor no necesariamente ponen en peligro la estabilidad y el bienestar del ecosistema; de hecho, en algunos casos constituyen claramente una mejora. Estas inquietudes nunca han preocupado al agricultor, cuyos cultivos crecen de la manera menos natural imaginable (Laurie 1941g).

Los forestales también han expresado inquietud por las consecuencias de los tratamientos que reducen la diversidad del bosque. Sin embargo, cuanto más compleja la mezcla y más desigual el dosel, tanto más difícil es la producción económica de madera (Wilkinson 1960). Se ha puesto en duda la preferencia ciega por las especies nativas, pues muchas de ellas son de pobre actuación en lugares propios de su distribución natural. Tampoco es razonable desechar especies exóticas, cuya expansión ha sido impedida por otros obstáculos, diferentes de su adaptabilidad biológica (Peace 1961).

Quizás sería deseable mantener alguna mezcla natural, aún a expensas del rendimiento, pues la pérdida de diversidad puede afectar la estabilidad (Odum 1969). Un buen nivel de diversidad quizás también se vea favorecido por los mercados potenciales para una mayor cantidad de especies en crecimiento. El manejo quizás se beneficie más al intensificar el tratamiento y comercialización de productos, en vez de eliminar árboles que no son comerciales en la actualidad (Synnott 1979). La experiencia en la Amazonía ha conducido a la aceptación de especies comunes de segunda clase, fáciles de regenerar (como *Goupia glabra*), en vez de especies de primera clase (como *Cedrela odorata*), cuya regeneración es difícil. El principio es de seguir a la naturaleza, quizás para guiarla, pero no para darle órdenes (Pitt 1961a).

El refinamiento silvicultural de los bosques favorece a los árboles más prometedores, a expensas de los otros, con lo que gradualmente se reduce la representación de las demás especies. Debido a que las consecuencias ecológicas son generalmente inciertas, un régimen cauteloso sería mantener las especies menos usadas de buena apariencia, al menos hasta que el papel que juegan se entienda mejor, además de los árboles del estrato inferior y las especies oportunistas, que aparentemente interfieren muy poco en la producción de la cosecha.

Aún con todas estas precauciones, quizás no se obtenga un rendimiento sostenido. Las especies favorecidas podrían no utilizar el suelo completamente; o atrapar nutrimentos de forma inadecuada. Por sí solas, podrían no sostener una fauna esencial para la polinización, dispersión de semillas o control de plagas. Sólo un monitoreo continuo permitiría determinar la sostenibilidad de tales desvíos. En última instancia, podría ser necesario hacer ajustes.

Los barbechos cubren grandes extensiones, accesibles y aparentemente manejables. El sistema de cultivo/barbecho persistirá en sitios donde el cultivo continuo no es factible. Como barbecho, un bosque secundario sin manejar puede restaurar el suelo para un nuevo cultivo antes que los árboles (a excepción de los de crecimiento excepcionalmente rápido) hayan madurado como para ser utilizados para otros productos, aparte de postes o leña. Estudios efectuados en Guatemala y Nigeria han demostrado que, mediante el barbecho, el material orgánico del suelo se puede restaurar al del nivel de un bosque maduro en un período de tres a diez años (Aweto 1981a; 1981b; Ewel 1981; Machado 1977). Bajo tales circunstancias, los cultivos de madera a corto plazo y de valor para las comunidades rurales, quizás maduren dentro del ciclo del barbecho.

La aplicación de fertilizantes debería aumentar la producción de cultivos alimenticios, reduciendo de tal modo la presión sobre los bosques en barbecho y los efectos adversos consiguientes sobre los recursos suelo y agua. Bajo ciertas condiciones, los fertilizantes aumentan los rendimientos de los cultivos tropicales hasta cinco veces, a una razón beneficio/costo de 3 (Gutschick 1978). El aumento en el rendimiento que se logra con los fertilizantes permite alargar los períodos de barbecho reduciendo la zona cultivada, o alargando los períodos de cultivo, o ambos. Sin embargo, ya que el fertilizante generalmente se debe importar, su uso extensivo es política o económicamente poco factible, en detrimento aún de la experimentación. A pesar de estas desventajas, las importaciones de fertilizante crudo en América tropical aumentaron de valor entre 1987 y 1992 a una tasa anual compuesta de 16,6% (Anón. 1993b). La importación de alimentos debería costar más que la importación del fertilizante que los produce; sin embargo, las importaciones de alimentos en el neotrópico aumentaron a una tasa compuesta del 12,7% entre 1987 y 1992 (Anón. 1993b).

Objetivos estructurales. La estructura de un bosque es la representación de los árboles en términos de edad, tamaño, copa u otras clasificaciones. Constituye la consideración básica para un manejo orientado hacia la cantidad, calidad y continuidad de los rendimientos. La estructura óptima para la producción de madera en los bosques secundarios, sin duda varía con la ubicación y el cultivo. La tala generalmente está controlada por estipulaciones de lo que se puede extraer, en vez de lo que debe quedar. Comúnmente la tala se prescribe en términos de un diámetro mínimo de corta, suponiendo

que la próxima cosecha se desarrollará a partir de los árboles que quedan. La estructura del bosque residual se modifica aún más por los daños que la cosecha provoca. Rara vez cuando se planea una tala se considera la estructura óptima que el bosque residual debería tener para su futura productividad. Los manejadores de bosques generalmente tampoco están tan bien financiados como para comprometerse a efectuar tratamientos después de una extracción para beneficiar a la cosecha siguiente.

Los objetivos relacionados con la estructura de un bosque establecen el grado de uniformidad del bosque a futuro y la intensidad de las talas, por lo que son, entonces, de importancia ecológica y silvicultural.

La estructura de los bosques secundarios húmedos tropicales es irregular, pero los bosques primarios húmedos son tan uniformes en estructura que una sola tabla de rodal de bosque pan-tropical representa a muchos bosques (Cuadro 4-7). La última columna del Cuadro 4-7 ilustra la estructura "positiva" de los bosques comunes, según el cociente de Liocourt (Sammi 1961). Si la tasa logarítmica de aumento en el número de árboles aumenta constantemente a menores diámetros a la altura del pecho, parecería que los reemplazos para cubrir las pérdidas causadas por la mortalidad son uniformemente adecuados para todas las clases de tamaños por debajo del diámetro mínimo de corta de 60 cm. La estructura positiva ilustrada tiene un cociente mayor entre los árboles más pequeños (0,39) que entre los más grandes (0,17), lo que indica aparentemente, que hay una abundancia de árboles de tamaños pequeños para cubrir las necesidades de reemplazos.

Una estructura que abarca "todos los tamaños" sugiere que los bosques tropicales no perturbados también son de "todas las edades", suponiendo que el tamaño y la edad de los árboles están directamente relacionados. Sin embargo, el hecho de que la mayoría de árboles grandes son viejos no significa que la mayoría de los árboles pequeños son jóvenes.

Ya hace tiempo se reconoció que los bosques secundarios preservan parte de la diversidad considerada esencial para la preservación de la productividad del sitio (Barnard 1954). Se había supuesto que una cantidad mínima de especies arbóreas era todo lo que se necesitaba para mantener los valores ambientales. Más recientemente, se reconoció que una

productividad sostenible del bosque requiere un ciclo equilibrado de nutrimentos, que en el bosque natural tiene que ver con una diversidad de fisionomías, niveles tróficos, formas de vida y composiciones (Brunig *et al.* 1975).

Meyer (1956) resumió lo importante que es contar con rodales irregulares (de todos los tamaños) para el manejo forestal. Para manejar estos bosques de manera sostenible se requiere una distribución equilibrada de los árboles por dap. Este equilibrio se puede expresar mediante la curva de Liocourt, con un cociente constante de aumento en el número de árboles en las clases de dap sucesivamente más pequeñas. Se esperaba que si se cosechan o eliminan sucesivamente los árboles por encima de una curva paralela inferior, y se deja un tiempo adecuado para el crecimiento entre las talas, se lograría producir madera madura, liberar árboles inmaduros y fomentar la regeneración, para sí alcanzar el equilibrio necesario para mantener los rendimientos sostenibles del futuro. Se descubrió que se podía aplicar esta técnica a los bosques de *Shorea robusta* en la India, pero se tuvo que usar un cociente distinto entre clases diamétricas adyacentes, bajo distintas condiciones (Mathauda 1960).

Un debate entre los que favorecían rodales irregulares y los que propugnaban por rodales uniformes se propagó activamente en la India entre 1930 y 1940, y todavía quedan resagos. Los rodales irregulares se consideran más eficientes, ya que es posible hacer un mejor uso del sitio con la estratificación vertical, resultando en una mayor cantidad de árboles grandes (Bourne 1935). Champion (1936c) estuvo de acuerdo con la teoría de la mayor eficiencia, pero no vio la ventaja de convertir bosques regulares en bosques irregulares. Indicó que la teca (*Tectona grandis*) pierde su buena forma en rodales irregulares, y también previó problemas con la reproducción. Sagreiya (1941) no estuvo de acuerdo con Bourne, en cuanto a que el área basal mayor en los bosques irregulares proviene de árboles grandes y maduros, aunque aceptó la irregularidad para la teca y en zonas de poca densidad. Afirmó, además, que los bosques irregulares producen madera de fibra más uniforme.

Laurie (1941b) urgió a que se conservaran las densidades irregulares hasta que las investigaciones permitieran apreciarlas debidamente. Reconoció la ventaja de ganar espacio y cosechar los tamaños correctos; recomendó que en vez de convertir un

Cuadro 4-7.—Tabla del rodal pantropical para bosques tropicales húmedos

Dap (cm)	No. de árboles por hectárea		Logaritmo de árboles por clase	Diferencia en logaritmos
	Por clase	Acumulativo ascendente		
10	242.0	431.1	2.38	0.39
20	97.0	189.1	1.99	.39
30	40.0	92.1	1.60	.32
40	19.0	52.1	1.28	.24
50	11.0	33.1	1.04	.21
60	6.8	22.1	.83	.17
70	4.6	15.3	.66	.14
80	3.3	10.7	.52	.16
90	2.3	7.4	.36	.18
100	1.5	5.1	.18	
>100	3.6	3.6		

Fuente: Dawkins 1959, Leak 1963.

bosque a la uniformidad, era más conveniente manejarlo como bosque irregular, siempre que fuese posible. Davis (1941) resumió el debate de aquel tiempo indicando que la mejor manera de proceder era mantener la flexibilidad, y que la uniformidad se debía considerar sólo cuando las densidades eran adecuadas como para permitir la escogencia entre alternativas.

El manejo de grandes zonas de bosques naturales con densidades irregulares continuó durante largo tiempo. El sistema usado en Sri Lanka en 1955, fue un diámetro mínimo de corta de 50 cm con ciclos de diez años (Rosayro 1955). Se aplicaron prácticas de manejo como desyerba de brinzales y liberación de latizales para mantener las densidades en crecimiento. En Ghana, 12 años de pruebas con sistemas uniformes demostraron que su aplicación no era universal (Foggie 1957). Se llegó a la conclusión de que lo mejor era el manejo de un bosque irregular. Diez años más tarde, las densidades irregulares todavía se consideraban idóneas donde había especies muy deseables. La técnica operó

bajo un ciclo de tala de 20 a 30 años, con un raleo en medio del ciclo (Osafo 1970). Se han usado esquemas de manejo irregular en Malasia, Nigeria y Queensland, Australia, y en menor escala, en Trinidad y Puerto Rico (Baur 1964a).

Los forestales de la India practicaban en 1959 una forma de manejo selectivo. Generalmente, usaban diámetros mínimos de control en ciclos de 20 a 30 años, pero las intensidades de las prácticas variaban enormemente (Stracey 1959). Pensaban que si evitaban las talas severas, se lograría preservar el carácter del bosque; según Stracey, esta malinterpretación se diseminó ampliamente. La conclusión de Stracey fue que la selección de árboles cosechables, seguida por la tala y anillamiento para establecer la regeneración —el procedimiento común— produciría un bosque de edad uniforme. Su recomendación fue que se efectuaran prácticas silviculturales muy controladas, la conservación de algunas especies menos valiosas, especialmente las tolerantes, y un período de transición más largo para la conversión.

La preservación de la estructura natural del bosque presenta problemas prácticos tan difíciles como los que surgen al mantener la composición natural. Un argumento principal a favor de la salvaguarda de los bosques secundarios es que contienen árboles inmaduros de potencial económico, los cuales pueden variar de tamaño desde plántulas hasta árboles casi maduros. Empeños para obtener cosechas económicamente atractivas de árboles grandes a partir de tales bosques todavía no han tenido éxito; por lo tanto, la conversión a bosques con árboles de tamaño uniforme -sin tomar en cuenta el sacrificio de árboles grandes y pequeños- es una práctica general hoy en día.

Los sistemas de manejo policíclico, que mantienen la estructura irregular del bosque mediante varias talas parciales durante la rotación, provocan daños acumulativos, los cuales se consideraron inevitables e intolerables en Uganda y Nigeria (Dawkins 1961b). También, se afirmó que un dosel continuo suprimía a los árboles de cosecha futura en sus primeros años, hasta tal punto en que luego eran incapaces de acelerar su crecimiento. Una desventaja más era el alto costo unitario para cosechar el pequeño volumen producido por unidad de área en las cortas parciales (Philip 1962).

Las talas parciales repetidas han sido criticadas por otras razones. En todos los bosques, los árboles grandes, sean de más edad que los otros o no, son naturalmente exitosos, y por lo tanto quizás sean genotípicamente superiores. La extracción de estos árboles grandes en cada tala deja árboles genéticamente inferiores para las cosechas futuras y como fuente de semillas (Ranganathan 1951). Se consideró que esta tendencia disgénica, si existe, es de carácter progresivo (Palmer 1975). En los bosques secundarios compuestos de árboles que se establecieron más o menos al mismo tiempo, la cosecha de sólo los más grandes podría acentuar ese efecto.

Vanniere (1975) recomendó que los bosques donde los árboles inmaduros sólo constituyen una pequeña fracción del volumen antes de la cosecha, sean convertidos a un manejo monocíclico. Palmer (1975) puso en duda hasta qué punto el daño producido por la extracción se reduciría o podría ser reducido. Su punto de vista está apoyado en observaciones efectuadas en Malasia, donde aún después de haber marcado los árboles para indicar la dirección de caída de cada árbol, el control efectivo fue casi inexistente (Tang y Wadley 1976a, 1976b).

Dawkins (1958b, 1958e, 1961b), con base en sus estudios en Uganda y observaciones en otros lados, puso en duda el manejo policíclico de los bosques tropicales de densidad irregular, como fuente continua de madera de exportación. Según él, varias restricciones limitan el potencial de los bosques de estructura irregular; entre ellas:

- Las cortas se deben repetir a intervalos más cortos que la diferencia entre la rotación de los árboles cosechables de mayor edad y los árboles comerciales jóvenes. Esta restricción limita el rendimiento por corta.
- El ciclo debe ser de menos de 30 años (y preferiblemente menos de 20) para evitar la extracción prematura de troncos en crecimiento.
- El ciclo debe ser suficientemente largo para producir un volumen económicamente cosechable. Si se toma en cuenta la restricción anterior, se evidencia la necesidad de tener especies de crecimiento rápido. Muy pocos bosques naturales altos producen especies deseables con un ritmo de crecimiento superior a 0,4 m³/ha/año.
- Las especies cosechables deben ser tolerantes y capaces de desarrollar una copa que en un comienzo estuvo suprimida. (Los árboles de crecimiento rápido en Uganda no son capaces de ninguna de las dos cosas).
- Para producir 3,5 m³/ha/año, se deben extraer al menos diez árboles por hectárea cada diez años. Una cosecha tal destruirá o dañará del 20 al 25% de los árboles adolescentes y latizales. Los brinzales tendrían que sobrevivir cinco de estas talas para alcanzar la madurez, una expectativa no muy probable.
- Los ciclos más largos significan talas más severas y menos árboles de reemplazo. Con ciclos más cortos, hay menos posibilidades de traslape entre zonas dañadas.
- La tabla del rodal debería ser muy positiva, con un abundante ingreso de brinzales.

Dawkins (1959) concluyó que la alta razón diámetro de copa/dap, necesaria para un crecimiento rápido de los árboles tropicales (>20), requiere un crecimiento inicial

de la copa, y por lo tanto, ausencia de supresión. Sus registros indicaron que se necesitan de 30 a 90 años para alcanzar un dap de 60 cm, y de 40 y 120 años para llegar a 80 cm, y que el crecimiento más rápido se da en bosques con un área basal de 18 m²/ha o menos, y el más lento en bosques con un área basal de 25 m²/ha o más. Sin embargo, ningún árbol del África es capaz de alcanzar 80 cm en menos de 80 años, si crece debajo o al lado de árboles de una generación mayor. Por consiguiente, a menos que se reduzcan las rotaciones a 40 - 50 años, o el daño de aprovechamiento a mucho menos de 0,01 ha por árbol talado, Dawkins (1958b) no ve posibilidades de rendimientos sostenibles de más de 1,4 m³/ha/año para maderas de exportación. Los rendimientos, sin embargo, se podrían duplicar donde existe un mercado para árboles de tamaño intermedio.

Estas restricciones hicieron que Dawkins fomentara sistemas monocíclicos en sitios donde no hay problemas con los daños causados por la tala y donde la supresión inicial no afecta la productividad. Sin embargo, se requiere todavía una curva positiva del bosque; rendimientos de 4,3 m³/ha/año son posibles con un buen manejo y mercados favorables.

Nicholson (1965b) puso en duda la conclusión de Dawkins de que los árboles suprimidos durante largo tiempo son moribundos. Presentó datos de Sabah donde se demostró que el crecimiento se aceleró un año después del aprovechamiento (Cuadro 4-8), y se mantenía en el momento de las mediciones.

Selección policíclica. Aunque el razonamiento de Dawkins parece fundamental, todavía no ha resuelto el asunto de la densidad. Algunos continúan favoreciendo las densidades irregulares como de carácter ecológicamente conservador; otros ponen en duda la aplicabilidad de los descubrimientos hechos en Uganda. Pero no se ha encontrado ninguna evidencia capaz de desafiar los rendimientos modestos que Dawkins había pronosticado, con excepción de mejores mercados para árboles más pequeños, una eventualidad que él ya había previsto.

La experiencia en Uganda sobre la conversión de densidades irregulares a uniformes puso sobre el tapete varios asuntos (Philip 1962):

- Se necesitan un muestreo diagnóstico que revele no sólo la cantidad de árboles de cosecha futura sino

Cuadro 4-8.—Aceleración del crecimiento después del aprovechamiento en Sabah (cm)

Clase diamétrica	Crecimiento diamétrico medio anual	
	Antes del aprovechamiento	Un año después del aprovechamiento
5-15	0.28	0.87
15-25	0.46	1.26
25-35	0.49	1.46
35-45	0.53	0.70
45-55	0.52	1.20

Fuente: Nicholson 1965b.

también sus requisitos silviculturales, para diseñar los tratamientos por aplicar en bosques aprovechados. Tales muestreos se deben hacer antes de la tala para evitar los obstáculos creados por los residuos de extracción.

- Es difícil predecir los efectos de aprovechamientos de distintas intensidades sobre el bosque residual.
- El ordenamiento de los cuarteles anuales de corta debe relacionarse con la época de maduración de los rodales. La tasa de corta se debe ajustar durante la conversión para evitar interrupciones durante el aprovechamiento y a la vez asegurar una segunda rotación ordenada.
- Debido a que la regeneración es extremadamente variable de un lugar a otro, las prácticas silviculturales deben considerar las diferencias entre cuarteles.

Stracey y Saikia (1960) favorecieron la selección en Assam, India para no sacrificar buenos árboles inmaduros al efectuar la conversión a bosques uniformes; así, buscaron salvar un tercio de las especies actualmente no comerciales, pensando que algún día quizás fueran útiles. Schulz (1967) dudó en convertir un bosque al sistema monocíclico en Surinam, aparentemente por las mismas razones. Por otra parte, Sabharwal (1941) había indicado anteriormente que, al convertir la estructura de un bosque de irregular a uniforme, no es necesario sacrificar todo el crecimiento avanzado, si una cierta irregularidad se considera aceptable.

Se recomendó el sistema de selección en bosques de mora (*Mora excelsa*) en Trinidad, después de haber eliminado todos los árboles sobremaduros, enfermos y defectuosos (Bell 1971). Se propuso aprovechar de cinco a ocho árboles por hectárea en ciclos de 10 a 15 años después del tratamiento inicial. La tala de todos los árboles con >58 cm dap dejó 107 árboles sin dañar o poco dañados por hectárea, con un dap de 10 cm o más (área basal residual de 3,4 m²/ha). La tala de 12 árboles grandes bien espaciados por hectárea dejó 159 árboles sin dañar o poco dañados por hectárea (área basal residual de 12,4 m²/ha).

Bajo ciertas condiciones, la extensión del daño producido por el aprovechamiento no impide el uso de un sistema policíclico (Redhead 1960a). Por ejemplo, los tractores oruga pueden causar dos veces más daño que la tala, pero el daño se puede reducir evitando grupos de crecimiento avanzado, para que quede una suficiente cantidad de árboles con ≥ 20 cm dap, para que el segundo turno produzca resultados tan buenos como el primero. Observaciones en Ghana (Mooney 1963) sugieren que el daño de la tala no debería ser tan grande como lo indica Dawkins.

En los bosques de dipterocarpaceas de Filipinas se marcaron los árboles inmaduros de futura cosecha, antes del aprovechamiento, lo que mantuvo el daño causado por los tractores dentro de límites tolerables, a pesar de que se aprovechó una mayor cantidad de árboles que en Uganda (Fox 1967a, Tagudar y Quintana 1957). Esta técnica también se ha empleado en Indonesia (Soerianegara 1970). El desarrollo de métodos para sacar el producto de talas parciales en la zona templada sugiere que el daño de la corta en los trópicos se puede reducir significativamente con sistemas aéreos de extracción (Wendel y Kochenderfer 1978).

Baur (1964b) en general aceptó las conclusiones de Dawkins sobre la selección en función del daño que talas sucesivas provocan, altos rendimientos requeridos para la extracción mecanizada y lo inapropiada que resulta para especies demandantes de luz. Además, agregó algunas desventajas de la conversión a bosques de estructura uniforme: pérdida de material pequeño pero saludable, pérdida de especies, exposición del suelo después de cosechas totales.

Dawkins convenció a los funcionarios forestales de Uganda de convertir sus bosques a una estructura uniforme, bajo el entendido de que una conversión tal

no produciría a corto plazo árboles del mismo tamaño ni de la misma edad (Dawkins 1958g). Por consiguiente, el proceso podría ser revertido, si fuera necesario. De acuerdo con Dawkins, sólo bajo una estructura uniforme es posible que árboles juveniles sanos alcancen la madurez. La conversión a una estructura uniforme, según la visualizaba Dawkins, podía comenzar con una corta de salvamento en que la corta mínima que produce ganancia abarca una extensión menor que el bosque entero.

Palmer (1975), como Dawkins, concluyó que las perspectivas de un rendimiento final pobre y pequeños aumentos en el crecimiento, como resultado del tratamiento silvicultural, hacen que las inversiones en la silvicultura de bosques irregulares no sean atractivas. Queda, entonces, una sola esperanza, también reconocida por Dawkins: si el área basal se mantuviera a dos tercios del máximo durante un largo período, es posible que el crecimiento aumentara considerablemente. Se necesitarían raleos repetidos, pero donde existen mercados para tales productos, quizás los raleos mismos producirían ganancias.

En la zona templada, Bormann y Likens (1981) concluyeron que se debían aplicar ciertas restricciones ambientales a cualquier sistema de producción (tal como la uniformidad) que requiere una tala rasa: 1) usar en sitios con fuerte capacidad de regeneración, evitando las laderas empinadas y los suelos superficiales; 2) dejar franjas de vegetación en ambas orillas de los arroyos; 3) limitar la tala a algunas hectáreas para asegurar las fuentes de semilla en la periferia y minimizar la pérdida de nutrientes disueltos y material erosionado; 4) seleccionar un período de rotación suficientemente largo como para permitir que el sistema recupere nutrientes y materia orgánica, y evitar la exposición; 5) respetar la recuperación de las especies postaprovechamiento, aún si no son comerciales.

Las talas rasas severas monocíclicas periódicamente interrumpen la preservación de los nutrientes, debido a que la descomposición de grandes volúmenes de residuos se está efectuando en un momento en que la red residual de raíces vivientes está incompleta. Con la supervivencia de un estrato inferior adecuado o una regeneración natural oportuna, este período de desequilibrio puede ser corto; sin embargo, se necesita saber más sobre la magnitud y duración de las pérdidas de nutrientes, según la intensidad del aprovechamiento y el tratamiento de residuos.

¿Qué significa todo esto en términos de objetivos estructurales para los bosques secundarios? Muchas de las experiencias registradas comienzan con bosques primarios que tienen una amplia gama de árboles de todos los tamaños, estratos superiores densos con copas altas. En circunstancias favorables, podrían quedar suficientes árboles adolescentes con dap de 20 cm o más para producir una segunda cosecha, mucho antes que los árboles recién regenerados logren madurar. Bosques jóvenes que contienen una posible cosecha de árboles de tamaño uniforme sugieren que la uniformidad se debe mantener. Bosques secundarios tardíos con una amplia gama de diámetros permiten, como alternativa, la estructura uniforme o la irregular. En bosques típicos secundarios, algunos de los problemas que preocupaban a Dawkins (1961c) quizás sean de menos seriedad: el daño de la tala rasa debería ser menor porque no hay árboles grandes, o si los hay son pocos; las cortas más livianas implícitas en los sistemas policíclicos quizás sean más prácticas en vista de la creciente demanda por madera a nivel local y la mayor accesibilidad de los bosques secundarios; además, el mercado local podría aceptar nuevas especies, aumentando con ello la proporción de árboles comerciales y los rendimientos.

Naturalmente, el tratamiento silvicultural debe considerar la composición y la estructura del bosque. Pero la decisión sobre la estructura se puede prorrogar. En bosques secundarios típicos sin manejo, el primer paso quizás sea mejorar la composición del bosque en vez de seleccionar los posibles árboles de futura cosecha. A medida que el tiempo pasa, y que se pueda pronosticar con mayor facilidad el potencial de la regeneración natural, el carácter comercial de una mayor cantidad de especies y la rentabilidad de las cortas intermedias, las bases para la decisión sobre la estructura del bosque con miras a una producción sostenible se verán con mayor claridad.

Diámetros límite. Dada la estructura natural de los bosques mixtos tropicales y la suposición, aún no comprobada, de que los árboles maduros cubren a un estrato inferior más joven que espera ser liberado, los forestales han supuesto que el sistema de selección debía ser el más apropiado. Bajo un crecimiento exuberante, el sistema de selección requiere la cosecha de los árboles maduros solamente, liberando a los suprimidos y fomentando la regeneración donde fuese necesario. La ventaja principal de este método es que preserva una amplia gama de diámetros; en verdad,

pareciera ser la alternativa más juiciosa entre todas las demás que requieren una modificación drástica o que sacrifican los bosques antes que se entiendan bien sus dinámicas y posibilidades.

Viejos estudios sobre la estructura de los bosques naturales tropicales hacen suponer que la extracción repetida de árboles maduros estimula un reaprovisionamiento adecuado desde abajo. Una práctica casi universal es el uso de diámetros mínimos para la explotación maderera, con el fin de preservar los árboles inmaduros y asegurar su disponibilidad para cosechas futuras. Una suposición adicional es que las cortas repetidas preservan la estructura natural del bosque, y que por consiguiente perpetúan la producción. Dada la falta de conocimientos, o de recursos financieros para la aplicación de sistemas más intensivos, esta práctica deja abierta la posibilidad para una silvicultura más refinada en el futuro. Por consiguiente, los diámetros límite son una guía de cosecha defendible pero provisional. Aún si el bosque residual es reemplazado más tarde, bajo la supervisión actual, el sitio y los árboles están bien protegidos.

Hace tiempo se sabe que las cortas con un diámetro límite en los bosques húmedos tropicales no aseguran una alta productividad para las cosechas futuras. Tales cortas, por sí mismas, no protegen a los árboles inmaduros del daño causado por el aprovechamiento; no generan un equilibrio entre las densidades en crecimiento ni ralean los árboles más pequeños (Trevor 1923). Tampoco prometen rendimientos sostenidos. Sin embargo, en los bosques de teca de la India se recomendaron cortas con un diámetro mínimo seguidas por cortas de selección, porque no había recursos financieros suficientes para talar y volver a plantar. Los bosques residuales, aún si son menos productivos que las plantaciones, constituyen una zona de protección contra las transgresiones de los intrusos.

Dosel protector. Bosques compuestos de árboles con diámetros similares se consideran como de naturaleza "uniforme". Los sistemas silviculturales que conducen a la uniformidad son dos: 1) el dosel protector o aclareos sucesivos, mediante los cuales se elimina el dosel superior por un breve período, y 2) la tala rasa, que deja la futura cosecha a plena luz desde el inicio. La tala rasa ocurre sólo durante una parte de la rotación; por eso, tales sistemas se llaman monocíclicos. Todos los árboles maduran y se cosechan aproximadamente al mismo tiempo.

La gran ventaja de estos sistemas es su simplicidad. Los cuarteles o compartimientos de corta se tratan en forma sucesiva, produciendo una serie de clases de edad, preferiblemente tantas clases como años en la rotación. La regulación de la tasa de cosecha se puede dar por área o por volumen de madera.

Una desventaja de la conversión de bosques secundarios a una estructura uniforme es que los árboles de la cosecha deben madurar casi al mismo tiempo, una condición que muchos bosques secundarios no cumplen. Los árboles demasiado grandes o demasiado chicos quizás deben ser sacrificados si se quiere que maduren en sincronía. La conversión en Uganda hizo que se eliminaran desde el principio todos los árboles 'maleza' con dap superior a 10 cm (Earl 1968).

En 1932, se empezó a usar en Malasia una modificación del sistema europeo de dosel protector; este se llamó "sistema tropical de dosel protector" (Hodgson 1932). Su objetivo principal era extraer toda la madera madura mediante una o más talas en un período corto (generalmente menos del 10% de la rotación) y aplicar tratamientos silviculturales auxiliares para estimular la regeneración de una nueva cosecha de edad y tamaño relativamente uniforme.

El sistema dosel protector (shelterwood) resultó de varias condiciones muy extensamente diseminadas. Los volúmenes naturalmente bajos de los árboles comerciales hizo que fuera financieramente necesario extraer casi todos los árboles al mismo tiempo. Por consiguiente, sólo quedaron los árboles pequeños de las mejores especies, los cuales, para prosperar, necesitaban más luz de la disponible bajo el estrato superior residual (Baur 1964b).

Este sistema ha probado ser mejor que los sistemas que maximizan la cosecha actual y dejan que la futura cosecha crezca al azar. De hecho, los aclareos sucesivos favorecen la cosecha futura mediante prácticas de tala dirigida, manipulación del dosel, preparación de camas de germinación y control de lianas y malezas. Además, busca proteger el suelo y los brinzales de especies valiosas.

El dosel protector tiene sus restricciones: 1) se debe promover la regeneración de especies deseables de futura cosecha después de la tala; donde las especies no comerciales son mayoría, este tipo de regeneración

quizás sea raro; 2) la regeneración de especies de crecimiento rápido podría necesitar plena luz solar en vez de sombra parcial; 3) todo aprovechamiento del dosel protector se tiene que hacer entre el crecimiento de futura cosecha, lo que provocará daños inevitables.

La regeneración de especies seleccionadas después de las cortas de aclareo requieren una cantidad de tratamientos silviculturales, como la corta de lianas, formación de claros en el dosel, eliminación del estrato inferior, quema, escarificación del suelo, liberación, raleo de la regeneración avanzada, y aún de la regeneración artificial (Baur 1964a).

El sistema de dosel protector, cuando mucho, ha demostrado ser aceptable. Con sólo 75 fustes por hectárea se alcanza la cobertura suficiente para producir una cosecha de madera de exportación; por ello, la regeneración adecuada puede ya estar presente o pronta a aparecer. Se cree que la presencia de sombra en las primeras etapas puede aumentar la diversidad de la regeneración, y que la manipulación del dosel puede acelerar el crecimiento de la siguiente cosecha. Un bosque secundario sin tratamiento puede rendir un promedio de 2 m³/ha/año; sin embargo, con el sistema de los aclareos sucesivos, en los mejores sitios se pueden alcanzar hasta 7 m³/ha/año y aún más si se le encuentra mercado a la madera de raleos (Baur 1964a). Estos rendimientos claramente están por debajo de los máximos en plantaciones, pero estas quizás no reembolsen los costos de establecimiento en sitios que de otra forma se regenerarían naturalmente.

El sistema dosel protector ha tenido un éxito limitado. En Nigeria (donde los mercados han sido favorables desde hace tiempo), la práctica comenzó en los bosques primarios con la tala de árboles para postes (Hodgson 1932), seguido por la corta de regeneración que permitió abrir el estrato superior, de manera que los árboles semilleros pudieran, teóricamente, inducir la regeneración. Después de 2 o 3 años, se efectuó una limpieza del nivel inferior, seguida por una segunda corta de regeneración en el cuarto año. En el sexto o séptimo año se aplicó una segunda limpieza y una última corta de regeneración, si la regeneración era adecuada. En los años siguientes se hicieron limpiezas cuando fue necesario.

El dosel protector, en lo que hoy es Malasia, no tuvo éxito a pesar de pruebas repetidas. La irregularidad de los años de mayor producción de semillas contribuyó a desorganizar el cronograma. Así, las cortas debieron

programarse en los años de producción de semillas, porque las especies intolerantes sólo sobrevivían 2 o 3 años si no eran liberadas (Durant 1936). Para las especies tolerantes, las limpiezas se debían programar para estimular el crecimiento antes de las cortas. El sistema fue, entonces, sustituido por un sistema uniforme en los bosques de tierras bajas para explotar la capacidad de ciertas especies poco tolerantes de dipterocarpáceas de librarse de las trepadoras bajo luz plena del sol.

A pesar de los problemas presentados por el dosel protector en Malasia, y la creciente desilusión con las técnicas de regeneración natural en la India (Ranganathan 1951), un forestal malayo volvió a introducir el sistema en Nigeria en 1943, con el propósito de promover la regeneración de *Triplochiton* (Mutch 1949). Ya en 1927, se había fallado con un sistema uniforme por lo que se pensó, era falta de control adecuado de la luz (Lancaster 1961b). El objetivo del nuevo sistema era convertir los bosques naturales maduros en series de cuarteles de edad relativamente uniforme de una rotación (Onyeagocha 1962). La corta de trepadoras se hacía bastante antes de la extracción, luego se procedía a envenenar los árboles indeseados de tamaño intermedio, dejando el estrato superior intacto. Después de la cosecha de árboles maduros se efectuaron limpiezas en los años 1, 3, 8 y 13.

Aunque los tratamientos iniciales no fueron exitosos por la cantidad inadecuada de árboles semilleros y envenenamiento poco efectivo, más de 25 000 ha estaban bajo tratamiento en el año 1948 (Anón. 1949d). Un conteo determinó la existencia de 150 a 200 plántulas por hectárea, bien por encima del mínimo aceptable de 100 por hectárea, lo que fue muy alentador y sugirió que la cantidad de plántulas se había duplicado. Algunas plántulas bien iluminadas duplicaron su altura en un año (Anón. 1949d); sin embargo, era difícil tener suficiente luz para fomentar la regeneración, y a la vez evitar el crecimiento de malezas. El objetivo era proporcionar luz suficiente para especies tolerantes de la familia Meliaceae, pero insuficiente para *Terminalia* y *Triplochiton* (Mutch 1949). Después de la corta final en Dahomey, hoy la República Popular de Benin, 53 de 55 ha contenían más de 500 brinzales por hectárea con alturas de 3 m o más, y 27 ha con más de 1000 brinzales.

En Nigeria, fue necesario dejar que crecieran los árboles del estrato inferior para controlar el crecimiento de las

trepadoras (Anón. 1957d). Sin embargo, se tuvieron que efectuar anillamientos con envenenamiento para mantener el dosel abierto lo suficiente como para fomentar el crecimiento de brinzales. Un estudio en Sapoba, Nigeria, demostró que el costo del envenenamiento debe ser considerado al seleccionar las prácticas de liberación (Henry 1957). Así, la eliminación de los árboles sin valor económico con dap de ≈ 58 cm extrajo 10 árboles por hectárea; la eliminación de árboles que dominaban a los brinzales y latizales económicamente valiosos extrajo 114 árboles por hectárea, y 273 árboles por hectárea, la extracción de todos los árboles con dap de $\$ 10$ cm.

Una técnica usada en Nigeria, revisada de 1954, representa el máximo desarrollo del sistema dosel protector. Esta consistió de las siguientes operaciones (Anón. 1955a):

- Año 1 — Demarcación de las líneas del cuadrículado.
- Año 1 — Corta, hasta una altura de 15 cm, de lianas, hierbas, matorrales, árboles sin valor económico y árboles deformados de especies deseables.
- Año 2 - Limpiezas previas al envenenamiento. Eliminar plantas de nuevo crecimiento, manteniendo las condiciones de la operación previa.
- Año 2 (y posiblemente año 4) — Conteo de la regeneración y enumeración de árboles cosechables para postes.
- Año 2 — Envenenamiento de brinzales. Trabajar el dosel desde abajo, eliminando árboles inferiores para fomentar la reproducción existente y fortalecer la nueva regeneración, si hay menos de 100 árboles por hectárea.
- Año 2 o 4 — Envenenamientos de limpieza. Si la regeneración fue menos de 100 árboles por hectárea en el año 2, se envenenan todos los árboles no comerciales de los estratos inferiores e intermedios que arrojan sombra, dejando sólo los que son derechos y tienen copas pequeñas.
- Año 3 a 5 — Limpieza después del envenenamiento hasta aproximadamente la altura de las rodillas.
- Año 3 a 5 — Liberación de plántulas y brinzales establecidos.

- Año 6 —Tala y reparación de los daños.
- Año 7 — Eliminación de todos los árboles no comerciales que interfieren de alguna manera con la nueva cosecha.
- Después del año 7 — Replantación si hay menos de 100 árboles por hectárea.
- Después del año 7 — Plantación en líneas, si hace falta.

Después del aclareo, se cortaron las trepadoras cada vez que fue necesario, durante la época de lluvia, en los años 7, 14 y 17 (Okon 1962). Las necesidades de replantar y plantar en línea sugieren que la regeneración natural sólo fue parcialmente exitosa. Después de la explotación, un rodal reproductivo alcanzó un promedio de 210 árboles por hectárea, lo que se consideraba inadecuado (Lancaster 1961a). Hubo muchas dudas en relación con esa técnica; sin embargo, bajo circunstancias favorables, los conteos de plántulas, brinzales y latizales en Dahomey, hoy Benin, aparentemente fueron adecuados (Cuadro 4-9).

Para 1970, la gente se había desilusionado del sistema dosel protector, como resultado de las experiencias en Nigeria (Baur 1964a, Oseni y Abayomi 1970). Esta desilusión comenzó con el fracaso de los claros postaprovechamiento, seguido por las dificultades provocadas por la asincronía de la producción de semillas, y finalmente, la necesidad de efectuar

prácticas de liberación de manera continua. El efecto principal fue la liberación del crecimiento de la regeneración ya presente, en vez de inducir una nueva regeneración. rodales no produjeron árboles de tamaño similar (como los de una plantación) debido a las diferentes tasas de crecimiento intra y entre especies. Los árboles de crecimiento más rápido maduraron en la mitad del tiempo requerido por las especies más lentas. Aún en los lugares donde el sistema logró generar una segunda cosecha, más de la mitad del rodal estaba compuesto por árboles no comerciales, lo cual requería una liberación continua para producir a capacidad. La composición del bosque cambió de árboles del estrato superior a árboles del estrato intermedio, y las especies exigentes de luz no tuvieron éxito (Lawton 1976).

En su “obituario” al sistema dosel protector en Nigeria, Lowe (1984) resalta que la práctica buscaba suministrar madera principalmente para los mercados de exportación, a partir de bosques donde sólo la regeneración natural se consideraba posible, debido a que los fondos existentes eran limitados. El sistema fracasó en su propósito de reconciliar la necesidad de abrir el dosel y al mismo tiempo controlar el crecimiento de lianas y malezas herbáceas. Era un sistema de aplicación complicada y difícil evaluación. Sin embargo, el hecho de abrir el dosel aparentemente duplicó la cantidad de regeneración y la corta de plantas trepadoras duplicó la cantidad posible de árboles de cosecha final. El sistema dosel protector fue abandonado en Nigeria, no debido a deficiencias técnicas, sino debido a que los bosques manejados, aunque técnicamente exitosos, no podían competir con el cacao y otros cultivos para los que el terreno se consideraba más apropiado. Además, las presiones por mayores cantidades de madera hicieron que la rotación se redujera de 100 a 50 años. Lowe concluyó que, dada la tasa de conversión a plantaciones madereras en ese momento, era poco probable que un arbolito establecido naturalmente tuviese tiempo para alcanzar una edad comercial, antes de que el bosque fuera convertido en plantación de madera u otro uso agrícola.

Experiencias extensivas con el sistema en lo que hoy es Ghana, a partir de 1947, demostraron que el dosel protector necesitaba dos condiciones: un bosque normal y una cantidad razonable de árboles semilleros (Taylor 1954). Estas condiciones no eran comunes en zonas extensas. El sistema probó ser difícil de aplicar en bosques demasiado maduros, en bosques manejados para producir postes, o en bosques secundarios viejos

Cuadro 4-9.—Producción del sistema de dosel protector en Dahomey (Benin) y Nigeria

Tamaño del árbol		No. de árboles por hectárea	
		Antes del tratamiento precosecha (1952)	Después del aprovechamiento (1957)
Altura (m)	Dap (cm)		
0-1	— ^a	6	74
1-3	— ^a	19	62
3-10		44	71
— ^a	10-50	48	48
Total		117	255

Fuente: Onyeagocha 1962.

^aSin medir.

con pobres fuentes de semillas. Aún la presencia de árboles semilleros no aseguró el éxito (Foggie 1957), aunque en el bosque de Bobiri se encontraron 490 árboles de 4 cm dap por hectárea de 13 especies valiosas (Lane 1961).

Las prácticas efectuadas en el bosque de Bobiri (Osafo 1968a) constituyen una buena ilustración de la complejidad del tratamiento usado en Ghana. Un compartimento de corta registró 19 años de tratamientos de dosel protector, incluyendo: tres reducciones del dosel en los años 6, 5, y 4 años antes de la tala; evaluaciones de la regeneración en los años 3, 2 y 1 años antes de la tala y cada tercer año después; limpiezas dos años antes y después de la tala; cortas de trepadoras en los años 1, 9, 11 y 12, después de la tala, y envenenamiento de árboles residuales a los 4, 5, 6, 8 y 11 años después de la tala. El daño causado por la extracción de árboles dominantes en general fue excesivo. Cualquiera que fuera la densidad de la sombra, las malezas crecieron más que los árboles de las especies comerciales.

Mooney (1962, 1963) afirmó que si la meta era obtener madera de calidad, los resultados hasta el año 1962 en Ghana variaban de excelentes a desalentadores. Previno las dificultades que se presentarían al tratar de fomentar el crecimiento de especies de calidad, con base en especies de crecimiento rápido, una vez abierto el dosel. Al eliminar el estrato superior, las especies exigentes de luz invaden, por lo que se requieren raleos repetidos para preservar las especies de exportación. Como alternativa, recomendó el abandono de las especies de exportación en favor de las exigentes de luz; de hecho, muchas de ellas ya han entrado en el grupo de especies comerciales.

En el Congo se usó una técnica similar llamada 'uniformización por lo alto'. Esta se inicia con el conteo y tratamiento para aumentar la uniformidad antes de la cosecha (Baur 1964a). Se eliminaron los árboles inútiles del estrato superior y se redujeron los distintos tamaños de las clases mediante un envenenamiento selectivo. Se aumentó la intensidad de la luz al nivel del suelo, hasta alcanzar un porcentaje del 30 al 40% de la luz solar plena. Bajo condiciones favorables, las trepadoras no causaron serios problemas.

En el hemisferio occidental, un ejemplo sobresaliente del sistema dosel protector es el que se aplicó en Trinidad en 1935 y que todavía existe en los bosques de

reserva Arena y McNair Ravine Sable Forest Reserves (Baur 1964a). Las observaciones preliminares indicaron que las plantaciones de especies como *Calophyllum brasiliense*, *Carapa guianensis* y *Vitex divericata* tenían poco éxito en suelos arenosos (Ayliffe 1952, Brooks 1941b). En contraste, la regeneración natural bajo el sistema dosel protector en suelos arenosos resultó satisfactoria. Se ensayó con nueve especies en Arena y 18 en McNair; entre ellas, especies de *Byrsonima*, *Hyeronima*, *Nectandra*, *Schefflera*, *Tabebuia* y *Terminalia*, como posibles especies comerciales. Durante los siguientes tres o más años se efectuaron los aclareos, después de tratamientos de mejoramiento (incluso, corta de trepadoras y limpieza de malezas). Se dejaron los mejores árboles del estrato superior y se eliminaron los del estrato inferior; después se raleó el estrato superior para permitir una luz adecuada (Moore 1957). Se usaron carboneros como mano de obra para gran parte del trabajo. En Arena se había contemplado una rotación de 50 años, al alcanzar los árboles de crecimiento rápido un dap de 50 cm, y otra de 60 años para las demás especies (Raets 1963). Se esperaba un rendimiento de 5 m³/ha/año (Ayliffe 1952).

En resumen, el sistema dosel protector ha sido usado en muchos países. Las constataciones sugieren que en general fue un fracaso. Lo más desalentador es el hecho de que en donde se logró una segunda cosecha, esta ya estaba en el suelo desde un principio; en los demás sitios, el sistema fracasó en su intento de inducir la regeneración de especies maderables de exportación de interés en aquel momento. Se ha dicho aún menos sobre el costo de la mano de obra, prohibitivo con el aumento de los sueldos. El concepto, sin embargo, quizás amerite una nueva prueba, ya que muchas de las especies que se consideraban malezas, ahora son comerciales. Las ventajas del manejo monocíclico, aunado a la preservación no solo de un dosel continuo sino de gran parte de la diversidad natural, se estiman mucho más ahora que antes.

Tala rasa. La tala rasa de los bosques tropicales para cosechar madera industrial (en vez de leña) es casi desconocida porque la mayoría de los árboles de los bosques mixtos no han sido comerciales. La tala rasa de tales bosques no es, *a priori*, una alternativa lógica para el silvicultor. Los árboles inmaduros de especies nativas valiosas crecen naturalmente, al menos a través de una sombra parcial. Rara vez se da una regeneración de especies deseables después de una tala rasa.

El ejemplo más notable -y posiblemente el único que tuvo éxito- de una tala rasa severa para regenerar bosques tropicales húmedos y producir árboles grandes se efectuó en la Península de Malasia, donde después de la Segunda Guerra Mundial, la explotación maderera se convirtió en una práctica mecanizada (Baur 1964a). Las cortas iniciales de mejoramiento habían demostrado que, por lo general, la regeneración estaba presente. Se propuso una corta severa y única que no dejara ningún árbol semillero, confiando en la regeneración. Esta propuesta marcó el comienzo del Sistema Uniforme de Malaya (Baur 1964a), que dependió de: 1) una densidad adecuada de plántulas de especies útiles en el momento de la extracción; 2) la extracción completa del dosel; 3) ninguna práctica de cultivo hasta que el acceso a través del nuevo crecimiento se podía ver con facilidad; 4) control del desarrollo de las trepadoras.

Se consideró satisfactorio un promedio de regeneración de una plántula de hasta 2 m de altura en el 40% de las parcelas de 2,5 m². Si este nivel no se lograba se esperaba hasta el siguiente año de producción de semillas. La tala se efectuaba dos años después y se seguía con el envenenamiento de todos los troncos inútiles con dap >5 cm. De 3 a 5 años después, el muestreo indicaba si se debían cortar las trepadoras o efectuar mayores envenenamientos. Más tarde, con la experiencia y la mejora de los mercados, los requisitos se hicieron menos estrictos: una densidad del 30% se aceptó como adecuada, y hasta el 20% de las plántulas seleccionadas podían ser de maderas más ligeras (Baur 1964a). Un cambio en el uso de la tierra, que relegó la producción forestal a las tierras altas donde la regeneración natural era menos abundante, llevó a la conclusión de que los suministros futuros de madera en la región debían confiarse principalmente en la regeneración artificial.

A partir de 1927, se ensayaron cuatro sistemas en Nigeria para obtener nuevas cosechas de madera en bosques talados. Con el primer sistema se cortó y quemó todo menos 10 árboles semilleros por hectárea; este no tuvo éxito porque produjo un amasijo de plantas trepadoras (Baur 1964a). Con el segundo sistema se dejaron grupos de árboles del estrato superior para producir semillas y se eliminaron y quemaron los estratos inferiores y trepadoras; este tuvo más éxito pero requería más supervisión de la que se disponía. El tercer sistema, apertura de claros para establecer plantaciones de enriquecimiento, fue demasiado disperso para el manejo. El cuarto sistema, la uniformidad, pasaba por

una apertura gradual mediante la corta de trepadoras y anillamiento de árboles indeseables tres años antes del aprovechamiento maderero. Este tuvo éxito porque el aumento de luz estimuló la regeneración natural que ya existía (Baur 1964a); sin embargo, algunas veces fue necesario replantar en sitios donde la regeneración no se estableció.

Tratamientos precosecha. Los fracasos de la regeneración natural por lo general se atribuyen a la ausencia de plántulas avanzadas, a la falta de semillas por haber sido talados los árboles semilleros de especies deseadas, a los daños causados por la explotación maderera, y al efecto sofocante de las plantas trepadoras y malezas. Estas conclusiones han resultado en empeños para promover la regeneración natural de los bosques maduros antes de la cosecha.

Las experiencias de la India han producido distintos resultados. Las cortas del estrato inferior no indujeron la regeneración pero sí ayudaron a la futura cosecha (Champion 1936b). Las dipterocarpáceas de la India necesitan un suelo desnudo para inducir la germinación y liberación gradual subsiguiente (Sen Gupta 1939). Se puede fomentar la regeneración natural si se corta el sotobosque y se labra el suelo justo después de la caída de las semillas, aunque la mayoría de las especies regeneradas por lo general no son comerciales (Lyppu 1960). Hasta alcanzar la etapa de latizal, es necesario limpiar de malezas tres veces al año.

En lo que hoy es Malasia, se llegó hace mucho a la conclusión de que las cortas del estrato superior no inducen nuevas cosechas de dipterocarpáceas. En vez, los claros del dosel produjeron un sotobosque denso antes de la regeneración, poniendo en peligro a toda plántula deseable capaz de aparecer (Watson 1936). En los bosques dipterocarpáceos de las Islas Andamán, se redujo la densidad del dosel a distintas alturas y se quemaron los desechos antes de caer las semillas; esto produjo una buena regeneración, pero también malezas (Pooariah 1957).

Las experiencias con tratamientos pre-cosecha en África han sido más alentadoras. Los tratamientos intensivos de pequeñas zonas produjeron algunos resultados espectaculares. En estudios efectuados en Nigeria, se obtuvieron éxitos regionales con muchas especies, al manipular la caída de las semillas, mejorar las condiciones de la luz y limpiar alrededor de los árboles semilleros (Kennedy 1935, Paul 1953). El tratamiento de

regeneración estándar, de 1932 a 1935, incluía la limpieza del sotobosque alrededor de árboles semilleros de especies económicamente valiosas cada 2 ha (Paul 1953). El tamaño de los claros alcanzaba superficies de hasta 0,8 ha. Los detritos eran quemados antes de caer las semillas. Donde la regeneración era abundante, se raleaba hasta alcanzar un espaciamiento de 1 m x 1 m. Se permitió que quedaran especies secundarias donde era necesario producir sombra. Sin embargo, el costo en mano de obra era de casi 200 días por hectárea (d/ha).

El cultivo debajo de árboles semilleros de *Maesopsis eminii* produjo una regeneración abundante en Uganda (Swabey 1954); se obtuvieron resultados similares con *Callitris calcarata*, *C. robusta* y *Cupressus lusitanica* en Nyasalandia hoy Malawi (Anón. 1952f), y *Flindersia brayleyana* y *Toona ciliata* en la región tropical de Australia (Anón. 1958g).

Sin embargo, tratamientos en gran escala en el África fueron menos convincentes. Entre 1944 y 1948, se efectuaron envenenamientos ligeros y limpiezas en Nigeria cada año durante un período de cinco años, antes de la cosecha (Jones 1950). En algunos sitios se encontraron hasta 200 plántulas por hectárea, el doble del estándar mínimo. Sin embargo, la opinión general era que gran parte de esta regeneración estaba presente aún antes del tratamiento silvicultural (Onyeagocha 1962). Esta creencia se fundamentaba en el hecho de que al limpiar los claros sin regeneración, no aparecía regeneración valiosa sino malezas. Durante los cinco años anteriores a la tala, los brinzales más grandes estuvieron expuestos a mayores daños causados por la extracción maderera. Jones (1950) demostró que los brinzales más grandes eran más vulnerables al daño causado por la extracción que los más pequeños; Ellis (1951), sin embargo, afirma lo contrario. Se cree que estos tratamientos no tuvieron mayor éxito por causa de una fructificación irregular, falta de árboles semilleros (menos de uno por hectárea) y que los requisitos de sombra de cada especie son distintos (Catnot 1974).

En América, se han publicado pocos trabajos sobre tratamientos precosecha. Se descubrió que la regeneración de *Cedrela odorata* fue abundante en una zona agrícola adyacente a un bosque de lo que hoy es Belice (Anón. 1949a). En el Amazonas, un experimento en un bosque secundario comparó tres intensidades de apertura: 1) la corta radical de brinzales no comerciales de menos de 5 cm dap; 2) lo mismo que (1), más el envenenamiento de algunos árboles del sotobosque; 3)

lo mismo que (2) más la tala de algunos árboles grandes (Pitt 1961b). Se consideraron comerciales quince especies nativas. Llegado el fin del primer año, la regeneración producida por el tratamiento ligero aumentó del 18 a 60% de la densidad total. Con el segundo tratamiento la regeneración aumentó del 37 al 89%, y con el tercero, del 20 al 100%. En conclusión, para inducir la regeneración, el área basal se debía reducir a 15 m²/ha, para árboles con dap de \$ 10 cm, y a 10 m²/ha, para árboles con dap de \$ 25 cm.

Eliminación de relictos. Los relictos son árboles grandes, individuales o en grupos, cuya altura rebasa la del bosque talado. Algunos han sido dejados en pie por sus semillas, pero la mayoría no tienen mercado. Su supervivencia es incierta y su crecimiento de poca importancia. Además, dan sombra en exceso, o podrían caer sobre la futura cosecha.

La experiencia en el manejo de relictos proviene por lo general de los países del hemisferio oriental. En lo que hoy es Malasia, Watson (1936), se manifestó en contra de una sombra densa inicial para los brinzales de dipterocarpaceas, demostrando que los mejores crecimientos se dan en grandes claros. Recomendó la corta temprana de árboles semilleros par evitar mayores daños más tarde. El hecho de que el grupo meranti de dipterocarpaceas (maderas livianas deseables) responde vigorosamente bajo plena luz solar, lo convenció de que donde hay adecuada regeneración se debe eliminar el dosel lo más pronto posible, y recomendó la eliminación del dosel en una sola operación por ser lo más económico y efectivo. Consideró que eliminar el dosel superior era beneficioso para el dosel inferior, no para la regeneración. Las conclusiones de Watson fueron confirmadas diez años más tarde por el Sistema Uniforme Malayo. En 1950, la práctica estándar en las tierras bajas de dipterocarpaceas con regeneración avanzada fue efectuar la cosecha completa en una sola operación, con envenenamiento de los fustes sin valor (Barnard 1950a).

Trabajos en Sabah arrojaron las mismas conclusiones: si existe una cantidad adecuada de plántulas en el suelo antes del aprovechamiento, es conveniente envenenar todos los árboles no comerciales lo más pronto posible (Fig. 4-6; Nicholson 1958b). En esa época no se sabía con claridad si se debía dejar parte del estrato superior comercial para una cosecha intermedia, antes que maduraran las plántulas. Estudios subsiguientes en Malasia confirmaron que se debían dejar los árboles



Fig. 4-6.—Eliminación de un árbol relicto en Sarawak, usando el método del anillamiento y envenenamiento con arboricida.

semilleros grandes, sanos y con buena copa (Wyatt-Smith 1963). Se esperaba que serían de crecimiento rápido y que continuarían creciendo bien. La extracción posterior de tales árboles se consideraba una corta intermedia potencialmente gananciosa. Las mediciones tomadas en una corta de este tipo indicaban que la cosecha de tales árboles no dañaba la cosecha futura, si la extracción se controlaba cuidadosamente (Wyatt-Smith 1963). Sin embargo, si tal corta era inminente, se debían prorrogar las prácticas de manejo de los arbolitos jóvenes hasta que se completara la extracción (Wyatt-Smith y Vincent 1962b).

Otros estudios en bosques de dipterocarpáceas de tierras bajas indicaron que los relictos no contribuían a la producción futura (Wong 1966b). En un bosque, 15 de 74 relictos murieron en los siete años siguientes, y en otro, del 6 al 28% de los merantis murieron en los diez años siguientes. Para 1970, la práctica estándar del Sistema Uniforme Malayo para dipterocarpáceas era cosechar todos los árboles con dap de 40 a 50 cm o más, en una o dos etapas, con siete años de separación entre una y otra, y anillando los árboles de ≥ 30 cm (o aún 10) dap (Burgess 1970).

El tratamiento de los rodales de relictos ha sido la operación silvicultural más importante del Sistema Uniforme Malayo (Tang y Wadley 1976b). La reducción del estrato superior a un área basal de 25 m²/ha es importante para el desarrollo de la regeneración; las reducciones posteriores son de importancia mucho menor. Con una nueva cosecha relativamente tolerante,

la eliminación de los relictos se puede demorar hasta cuatro años y medio. Sin embargo, si fuera necesario anillar estos árboles, es ventajoso hacerlo inmediatamente.

La eliminación de los relictos, además del resto de árboles indeseables de los bosques secundarios requiere el uso de técnicas seguras, efectivas y baratas. La corta se discontinuó hace muchos años por el costo y el daño a los árboles residuales (además del problema causado por las enredaderas). El anillamiento es menos costoso que la corta, pero la muerte del árbol es lenta e incierta. Además, es difícil hacer las incisiones en árboles con troncos acanalados, y si las incisiones son incompletas, el árbol puede persistir indefinidamente. Generalmente, los árboles, de todos modos, no mueren inmediatamente, así que los beneficios tardan en aparecer. Este es un argumento sólido para el uso de arboricidas. De todos modos, ya sea anillado o envenenado, el árbol pierde la copa y se deteriora paulatinamente antes de caer, lo que reduce el impacto sobre los árboles del estrato inferior.

Regeneración natural. El término 'regeneración natural' se refiere a la renovación de la vegetación mediante semillas no plantadas u otros métodos vegetativos (Ford-Robertson 1971). Ha habido mucha confusión entre el efecto de inducir el crecimiento de nuevas plántulas, y estimular el crecimiento de las ya existentes. La distinción es importante porque es mucho más difícil inducir que estimular el crecimiento. Estos dos métodos se confunden comúnmente, donde no se ha determinado de forma confiable la abundancia de plántulas, antes de comenzar el tratamiento. Muchos de los éxitos más grandes registrados en cuanto a la regeneración natural ocurrieron en sitios donde los nuevos árboles aparecieron antes de que se efectuaran tratamientos (Paul 1953).

Los bosques húmedos tropicales tienen facultades de recuperación extraordinarias y rápidamente vuelven a cubrir las zonas perturbadas o los claros (Figs 4-7, 4-8). Si se considera la situación desde el punto de vista estrictamente cuantitativo, la regeneración natural rara vez es un problema, excepto en donde la deforestación ha sido tan extensa o permanente que los sistemas de raíces y las fuentes cercanas de semillas ya se han destruido (Fig. 4-9). Sin embargo, en la mayoría de los bosques tropicales de barbecho no se encuentra un cultivo adecuado de brinzales de especies deseables, regeneradas de manera natural. La regeneración de sólo



Fig. 4-7.—*Regeneración completa del Pinus occidentalis después de una tala severa en las tierras altas del Haití.*

árboles de especies comerciales de exportación requiere de un proceso de sucesión distinto del ordinario en un bosque natural. Hay varios factores que dificultan la regeneración natural de especies seleccionadas (Banerji 1958, Wadsworth 1962): 1) la cosecha comercial reduce el potencial del bosque de producir semillas de especies comerciales; 2) la cosecha crea claros y deja lugares sin disturbar, ninguno de los cuales puede ser ideal para la regeneración de especies deseables; 3) los años buenos de producción de semillas son irregulares e infrecuentes; 4) la extensión ideal de un claro, que favorezca la regeneración deseable, generalmente especies exigentes de luz, y al mismo tiempo controle el crecimiento de trepadoras y malezas ha sido difícil de determinar.

Desde hace tiempo se reconoció que la regeneración natural deseable en los bosques húmedos del África y América tropical ocurre en forma de parches (Champion 1934). Un estudio en Nigeria descubrió que la mayoría de las plántulas pertenecían a especies del estrato intermedio, no a especies sobresalientes y dominantes conocidas como emergentes (Jones 1950). En los bosques húmedos siempreverdes de Venezuela, la abundancia de la regeneración presentó variaciones regionales, que no aparecían en las estadísticas de más amplio alcance (Rollet 1969).

Aún donde la regeneración natural es adecuada, a veces se la ignora como fuente de una nueva cosecha. La teca (*Tectona grandis*) de la India y Paquistán, por ejemplo, puede regenerarse adecuadamente por plántulas,



Fig. 4-8.—*Regeneración abundante causada por la liberación de un árbol -en el centro- diez años antes.*

retoños o rebrotes de raíz. Sin embargo, la práctica tradicional ha sido la regeneración por plantación (Imam 1969).

Para que la regeneración natural tenga éxito se necesita más que la emergencia de una nueva cosecha, según las experiencias en lo que hoy es Sri Lanka (Holmes 1945). En 1921 apareció una alfombra de plántulas en claros del bosque húmedo. Dos años más tarde se hizo evidente la necesidad de aplicar una limpieza para la supervivencia de las plántulas. El tratamiento reveló que la regeneración ocurría en grupos concentrados cerca



Fig. 4-9.—*Desarrollo de un bosque secundario de barbecho de veinticuatro años en Filipinas.*

de los árboles semilleros; después de cuatro años, el bosque residual estaba aún más agrupado, como resultado de variaciones en la intensidad de la luz y daños producidos por la fauna. En el quinto año, una estación de sequía pronunciada causó mayores pérdidas, pero para el octavo año se determinó que no había problema con la regeneración del bosque, pero sí con la supervivencia durante los primeros años. A los 12 años todavía las malezas causaban problemas a los brinzales. Aparentemente, la producción comercial de madera no se puede dejar a la regeneración natural sin prácticas de manejo.

La regeneración natural se intentó en los bosques de Nigeria desde 1906 al 1944, año en que se reconoció el fracaso general (Oseni y Abayomi 1970). En 1957, Uganda era el único país africano en que los bosques se manejaban con base en una regeneración natural programada (Anón. 1957e). Para 1966, la mayoría de los países africanos fomentaban programas de siembra de árboles en bosques existentes (Galinato 1966). En el antiguo Zaire, se trató de convertir terrenos de cultivos migratorios abandonados en bosques secundarios regenerados, comenzando con el establecimiento de plantaciones poco densas de eucalipto (Pierlot 1952).

En Uganda las autoridades cambiaron de sistema a favor de la regeneración natural después de 1952, debido a los fracasos costosos de las plantaciones, incluso las del sotobosque (Baur 1964a). Desde entonces, se efectúan muestreos en los bosques para determinar las necesidades de tratamiento; antes de la extracción, los bosques pasan por un proceso de refinamiento. Se descubrió que la regeneración natural era mucho más abundante de lo que se esperaba. Donde la regeneración era adecuada, el estrato superior se eliminó en una sola operación.

En Queensland, Australia, se han logrado regeneraciones naturales generalmente adecuadas. Hasta 2200 árboles con ≤ 10 cm dap quedaron en pie por hectárea después de la extracción; los cuales correspondían a casi 200 especies de calidad apropiada para la ebanistería (Baur 1964a). El anillamiento de las especies indeseables y la corta de lianas duplicó el crecimiento diamétrico de los árboles seleccionados.

En el neotrópico, los intentos por inducir la regeneración natural han sido muy localizados e insignificantes en comparación con los proyectos de plantaciones. Un estudio de la causa de las pérdidas en

la regeneración natural de *Swietenia macrophylla* en lo que hoy es Belice es interesante (Wolffsohn 1961). Se cortaron franjas de 6 por 36 m a sotavento de diez árboles semilleros, las que se subdividieron en parcelas de 6 m x 6 m. La mitad de las parcelas fueron tratadas con el insecticida persistente aldrin. Ese año, la cantidad de plántulas por parcela varió de 1 a 6 en las parcelas sin tratamiento y de 40 a 255 en las parcelas con tratamiento. En las pistas de extracción abandonadas también hubo una regeneración abundante, lo que sugiere que muchas plántulas lograron escaparse de los insectos allí también.

La regeneración natural, bajo condiciones extremadamente húmedas (750 cm de precipitación anual), a bajas elevaciones en el oeste de Colombia fue adecuada en términos de cantidad, dos años después del aprovechamiento (Ladrach y Mazuera 1985). Antes de talar el bosque maduro había casi 1400 árboles por hectárea, con dap de ≤ 4 cm; dos años después de la tala había 6800 árboles, y sólo el 1% eran rebrotes. Fue aparente que para que las nuevas plántulas invadieran el bosque talado antes que la vegetación se cerrara otra vez, la germinación se debía dar inmediatamente después de la tala, o dentro de 2 años siguientes. En ese sitio, el volumen de árboles de ≤ 13 cm dap, 15 años después de la tala, era la mitad del bosque maduro, lo que sugiere que a los 30 años sería equivalente al bosque maduro entero (Anón. 1979e).

La experiencia en el Perú ofrece mayores evidencias de que en los bosques húmedos, la regeneración natural no es un problema (Hartshorn *et al.* 1986). Se efectuó una tala rasa en franjas de 20 a 50 m de ancho, con al menos 200 m de separación, de las cuales se utilizó el total de la madera; a los 15 meses, se contabilizaron 1500 brinzales de 132 especies, con 50 cm o más de altura. Aunque en el sitio existe un mercado regional de leña, todavía queda por ver lo valiosas que estas especies sean para otros propósitos.

Donde no se ha logrado una regeneración natural de calidad, se han considerado tres alternativas: sustitución, inducción y plantación, en ese orden (Dawkins 1958c). La sustitución es apropiada donde hay otras especies posiblemente comerciales, cuya reproducción es buena. Si no es del caso, se deben investigar las posibilidades de inducir la regeneración de especies nativas deseables, antes de abandonar por completo la regeneración natural. Los estudios deben centrarse en semillas, suelo y manipulación del dosel.

Aún si la regeneración natural pareciera haber fracasado por completo, un cambio de sistema se debe hacer cautelosamente. Las plantaciones pueden producir rendimientos más altos, pero sus mayores costos requieren terrenos de mejor calidad y más accesibles de los que producen bosques naturalmente regenerados. Los costos relativos de estas dos prácticas, sin embargo, varían enormemente de un lugar a otro. Los costos totales rara vez se incluyen en estas comparaciones. En algunas zonas, la regeneración natural quizás sea menos costosa de lo que se espera (Kio 1976). Además, la mayor parte del costo de la regeneración natural es el pago a obreros no capacitados. Sin embargo, con el tiempo, los avances en la mejora genética de las especies seleccionadas para las plantaciones harán que la regeneración natural sea una alternativa menos competitiva.

El proceso de regeneración natural no se domina totalmente. Es necesario efectuar estudios locales de fenología, dispersión de semillas, relación de las especies con la luz, humedad y claros en el bosque. Como guía puede servir la colección de estudios publicados en México (Gómez Pompa y del Amo 1985).

En resumen, la regeneración inducida de especies con calidad de exportación, mediante técnicas silviculturales en bosques húmedos ha sido exitosa sólo al nivel local. Sin embargo, en bosques donde el crecimiento de plántulas y brinzales es abundante, como en Queensland, Filipinas y partes de Malasia, Sri Lanka y África su protección, estimulación -mediante tratamientos precosecha- y liberación han tenido éxito (Baur 1964a, Dawkins 1961d). Las preguntas claves son cuánto cuidado necesitan y cómo se comparan las relaciones beneficio/costo de este sistema con las plantaciones y otros usos agrícolas.

Tratamientos de refinamiento. El refinamiento consiste en la eliminación de árboles, trepadoras y arbustos indeseables para estimular la utilización completa del sitio por parte de la futura cosecha (Dawkins 1955b, 1958a, 1958g; Ford-Robertson 1971). Eso requiere que se dedique cada vez más espacio a los árboles inmaduros prometedores, a expensas de los demás (Fig. 4-10). Esta es una práctica de mucha variedad, que puede incluir la eliminación de árboles relictos gigantes después de la extracción, la tala o eliminación de árboles enfermos y de especies inferiores, la corta o el podado de tallos dañados, la liberación de especies deseables, el raleo de árboles jóvenes y la liberación de

plántulas. Tales prácticas comúnmente se llaman “cortas de mejoramiento”, aunque en los trópicos se usan indistintamente los términos corta de selección, corta de mejoramiento, o refinamiento.

El argumento principal a favor del refinamiento de los bosques secundarios, en vez de reemplazarlos por plantaciones, es la presencia de una cosecha inmadura que el reemplazo sacrificaría. Tales bosques tienen árboles con una amplia gama de diámetros, de los cuales los más grandes quizás parezcan los más dignos de dejar madurar. Esta situación, más la suposición común de que el diámetro y la edad están estrechamente correlacionados, ha conducido a intentos de aplicar el sistema de selección silvicultural en los bosques tropicales, preservando un gran número de tamaños de árboles y proponiendo talas periódicas (policíclicas) parciales que permiten, a la vez, la cosecha de árboles maduros y la liberación de los inmaduros. Según Nicholson (1979), el hecho de que una gran proporción de zonas ya taladas tienen una cantidad de árboles inmaduros que no fueron liberados por la tala, indica que se necesita un tratamiento silvicultural.

La posición que ocupa el refinamiento en la silvicultura se ilustra en la Fig. 4-11 (Wadsworth 1966). Después de un aprovechamiento que deja un remanente de árboles inmaduros, o que estos aparecen de manera natural, el interés principal se centra en el dosel arbóreo. Si los



Fig. 4-10.—*Mangle blanco* (*Laguncularia racemosa*) raleado; se extrajo casi la mitad del área basal para postes y leña.

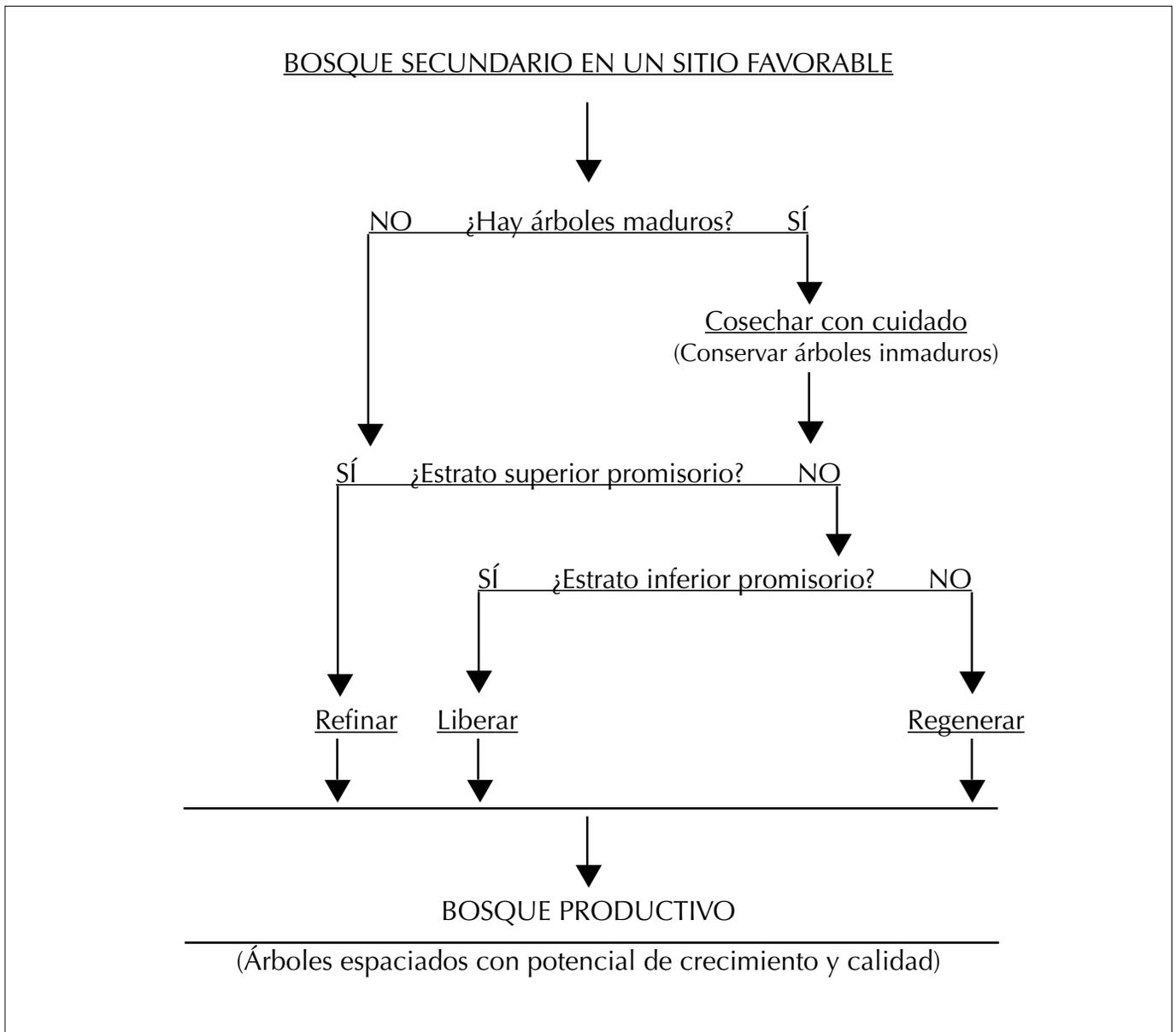


Fig. 4-11. — Lugar del refinamiento en la silvicultura de bosques secundarios (Wadsworth 1966).

árboles inmaduros del dosel no son adecuados para producir una futura cosecha, la atención se fija, entonces, en el estrato inferior. Si este es adecuado en cuanto a calidad y densidad de especies, se procede a un tratamiento de liberación para eliminar el estrato superior parcial o totalmente, extraer árboles y trepadoras indeseables, o bien, ralea los árboles de futura cosecha. En los bosques típicos, se necesita más de un tratamiento. Por ejemplo, en Ghana, el sistema de selección reacondicionó los rodales después del aprovechamiento, liberando incluso las copas. Sin em-

bargo, esto por sí sólo no conduce (y aún menos asegura) el desarrollo de un bosque seleccionado de edades uniformes (Osafo 1970).

El refinamiento de bosques irregulares ha sido exitoso, bajo condiciones favorables en los bosques dipterocarpáceos del Extremo Oriente, donde la extracción se controla cuidadosamente y los ciclos de corta son largos (Liew 1973b). En casi todos los demás sitios, sin embargo, la preservación de la irregularidad se ha desacreditado, como se describió anteriormente en este capítulo.

El refinamiento se ha extendido muchísimo, abarcando zonas cada vez más vastas de bosques manejados en terrenos no aptos para la agricultura o para plantaciones forestales. Esta alternativa silvicultural se ha favorecido porque es menos cara que las demás prácticas, como la replantación; por lo que, bajo ciertas circunstancias, constituye el manejo más ganancioso (Earl 1975). Si el bosque se modifica gradualmente y se conservan sus componentes naturales, aún cuando el objetivo es la uniformidad, el refinamiento se desvía de la naturaleza en forma muy conservadora. Según se indica en el Apéndice E, esta alternativa se originó en el trópico hace muchos años.

Desde 1880, el refinamiento ha variado mucho a través del tiempo y ha abarcado cientos de miles de hectáreas. De 1910 a 1947, en lo que hoy es Malasia, el refinamiento incluía la corta de lianas, raleo y eliminación del crecimiento secundario (Baur 1964a). En 1927 era evidente que la falta de seguimiento había causado grandes pérdidas; la distribución de árboles inmaduros de buenas especies no era uniforme; el anillamiento no siempre era efectivo; cambios en los mercados hacían que los postes obtenidos por anillamiento no tuvieran salida. Se cambió, entonces, el sistema por las cortas de mejoramiento de la regeneración, cuyo propósito era promover la regeneración y la mejora de los rodales existentes; o sea, se volvía al sistema dosel protector. En 1930, se inició la práctica de talar árboles para postes, donde había mercado; dos años más tarde se aplicaba una corta ligera de semillas, una limpieza 3 o 4 años después, una segunda corta de semillas en el séptimo año, una limpieza en el noveno y una corta final en el décimo, más las limpiezas que fueran necesarias (Paul 1953).

En 1939, casi 80 000 ha habían sido sometidas a cortas de regeneración o mejoramiento en Malasia; los estudios de posguerra demostraron que había aumentado la proporción de especies de *Shorea* (crecimiento rápido). La expectativa era alcanzar una productividad futura de casi 5 m³/ha/año con una rotación de 70 años, la cual, aunque no tan alta como la de las plantaciones, debía producir bosques mucho más valiosos que los anteriores (Baur 1964a). Después de la Segunda Guerra Mundial, cuando se comprobó que las plántulas y brinzales de ciertas especies dipterocarpaceas podían sobrevivir a las malezas, se dio un cambio dramático hacia la tala rasa.

En el antiguo Zaire, se mantuvo la estructura irregular. Se permitió el desarrollo natural del 80 al 90% de los

bosques, y se plantaron franjas bien espaciadas de especies seleccionadas (Paul 1953). En las regiones del África de habla francesa, el hecho de que la abundancia de especies deseables después de la tala generalmente era irregular condujo al abandono de la regeneración natural, en favor de plantaciones en el sotobosque. En Nigeria se reconoció en 1927 que la regeneración generalmente se daba en parches, por lo que se replantó en espacios abiertos para complementar las cortas de mejoramiento. Severas talas rasas generaron un crecimiento impenetrable de malezas, por lo que los períodos de limpieza de malezas y corta de trepadoras se extendieron más y más hasta que en 1952 ya se habían efectuado durante 21 años. La experiencia en Ghana fue semejante. En ambos países era evidente que el éxito de los tratamientos de refinamiento dependía de una regeneración adecuada desde el principio.

El refinamiento se aplicó en Surinam (Jonkers y Hendrison 1986). Inicialmente incluía la corta de lianas y el envenenamiento de árboles indeseables con >5-10 cm dap. Las plántulas y brinzales de especies comerciales crecieron demasiado despacio para poder competir. El incremento diamétrico de los árboles más grandes fue de 1 cm o más, pero el costo de las prácticas de manejo era excesivo, por lo que se efectuó un cambio de sistema a favor de las plantaciones.

Poco después, aún las plantaciones se abandonaron, debido al alto costo de las prácticas de limpieza, plantado y cuidado (Jonkers y Hendrison 1986). A continuación, se efectuaron pruebas para un manejo policíclico de intensidad reducida en bosques naturales aprovechados. El refinamiento se programó en los años 1, 8 y 16 después de la extracción. Solo se envenenaron árboles con dap >20 cm. Las reducciones programadas del área basal para el primer tratamiento fueron de 28 a 12 m²/ha; para el segundo tratamiento, siete años después, de 20 a 10 m²/ha; para el tercer tratamiento, 15 años después, de 18 a 15 m²/ha.

La última reducción del área basal podría requerir el envenenamiento de 100 árboles por hectárea (Jonkers y Schmidt 1984). El incremento diamétrico de los árboles remanentes debe continuar por 8 a 10 años, cuando se aplicarán tratamientos de seguimiento. El incremento diamétrico medio anual era de 9 a 10 mm. Tres tratamientos con intervalos de varios años entre uno y otro cuestan casi 7 días-hombre por hectárea. Se espera que la cosecha, después de 20 años, sea de 13,5 árboles por hectárea, en comparación con una cosecha de sólo 2,7, árboles después de 25 años sin tratamiento.

Junto con la técnica de refinamiento, se encuentra una técnica de extracción intensificada llamada "sistema CELOS" (por la sigla de la institución que le dio nombre, Centrum voor Landbouwkundig Onderzoek en Surinam), cuyo fin es reducir el daño a los árboles inmaduros (Jonkers y Hendrison 1986). Inventarios preliminares, mapeo, trazados de sendas y supervisión directa de la dirección de caída y del arrastre de los troncos, redujeron significativamente el daño de la extracción. Donde se extrajeron 3,4 árboles comerciales por hectárea, el 82% de los árboles restantes, no sufrieron daño. Donde se extrajeron 16,2 árboles, el 65% quedaron sin dañar.

Un estudio reciente de la respuesta al refinamiento en bosques altos (Synnott 1979) demostró que, bajo ciertos límites, las reducciones en densidad y área basal mediante la tala y/o el envenenamiento podría acelerar el crecimiento de los árboles remanentes lo suficiente como para compensar la reducción del área basal. Bajo estas circunstancias, se registró un aumento en el crecimiento neto del área basal por unidad de área al efectuarse reducciones del área basal.

No está de más repetir que las cortas de mejoramiento son de carácter temporal, y que se efectuaban principalmente para utilizar el producto aprovechado (Troup 1921). El refinamiento no es un sistema silvicultural en sí mismo, ya que no asegura cosechas sucesivas. Aunque el refinamiento repetido de bosques secundarios debería gradualmente aumentar la cantidad de especies útiles y sus semillas, no asegura el desarrollo de una nueva cosecha, capaz de sobrevivir a la tala del estrato superior.

Invariablemente, el refinamiento deja al bosque más abierto, al eliminar los árboles indeseables y estimular el crecimiento de los árboles remanentes. La eliminación de árboles relictos puede crear claros grandes en el dosel, los cuales podrían estimular (o de repente ahogar) el crecimiento de brinzales existentes que podrían formar la cosecha siguiente. También pueden hacer que el piso forestal se seque más y sea más caliente.

Donde el objetivo del refinamiento es el manejo monocíclico, la cosecha final debe ser total, produciendo efectos de exposición y extracción similares a los de las plantaciones. Sin embargo, si se produce una regeneración avanzada y la extracción se controla cuidadosamente, un nuevo cultivo adecuado

de árboles jóvenes puede sobrevivir y proteger el sitio después de la cosecha.

Las especies tropicales favorecidas deben ser no solo muy productivas y potencialmente comerciales, sino también enteramente compatibles con el sitio, en vez de simplemente tolerantes. Todavía no se dispone de conocimientos ecológicos y técnicos sobre las especies y sitios necesarios para hacer que los refinamientos sean totalmente efectivos. Hasta ese entonces, todas las especies de buena apariencia se deben preservar para su uso futuro, a medida que se obtiene más información sobre ellas.

El refinamiento para maximizar la producción de madera útil, reduce la representación de más de la mitad de las especies de árboles, y por lo tanto, reduce la diversidad del bosque. Una simplificación tal podría poner al ecosistema en serio peligro. Por ello, quizás sea razonable dejar los árboles de las especies del estrato inferior y ciertas especies no comerciales del estrato superior, tales como Palmaceae y especies oportunistas, (hasta que los efectos se comprendan mejor), extrayendo sólo los árboles que claramente dominan a los de futura cosecha; con ello se produce poco o ningún sacrificio en el rendimiento de madera útil.

Los rendimientos del refinamiento quizás sean menores que los que se obtienen con tecnologías más intensivas, pero las inversiones requeridas también son más bajas, más a tono con los recursos financieros disponibles (Palmer 1975).

Un complemento del refinamiento en los bosques coníferos tropicales es la quema para liberar al estrato inferior de la acumulación de desechos que servirían de combustible para un incendio incontrolable durante la época seca y ventosa. La quema se debe hacer bajo condiciones climáticas favorables. En laderas empinadas, la quema podría aumentar el escurrimiento superficial del agua y causar pérdidas de sedimento. Una quema de baja intensidad en un bosque natural de *Pinus oocarpa* en Honduras, en laderas de 10° a 40°, aumentó el escurrimiento superficial de 1,7 a 5,0% y la pérdida del sedimentos de 80 a 1732 kg/ha/año (Hudson *et al.* 1983).

Todavía no se cuenta con datos adecuados sobre el rendimiento de los bosques refinados, como para predecir los límites máximos de productividad de

madera. Sin embargo, se necesitarán mayores rendimientos en el futuro. Una manera de aumentar los ingresos generados es concentrar los esfuerzos sólo en los mejores sitios disponibles, o bien, mercadear especies poco usadas de crecimiento rápido. Con eso también podría aumentar el número de rodales aptos para el refinamiento.

Idoneidad del cultivo. La experiencia en materia del refinamiento, así como la silvicultura en bosques tropicales secundarios, muestran más lo que no se debe hacer que lo que se debe hacer. Como en el caso de la silvicultura, sin embargo, no siempre es claro que las plantaciones constituyen una mejor alternativa en todos los sitios. Al mejorar los mercados y aumentar el valor de más productos forestales y especies de árboles, mucho de lo que se hacía en el pasado, ahora se haría de forma distinta. Al aumentar la comprensión del público sobre lo valiosos que son los bosques tropicales, aparte del valor de sus productos, se reconoce que la preservación y el manejo de los ecosistemas tropicales forestales son imprescindibles para el bienestar humano. Es poco probable que las necesidades por productos del bosque disminuyan; por eso, las siguientes secciones de este texto extraen de las experiencias del pasado, los regímenes y prácticas de refinamiento forestal que merecen mayores estudios y ensayos, en busca del manejo sostenible óptimo de los bosques y todos sus valores.

La cantidad de árboles de futura cosecha en un rodal denso e inmaduro depende de las necesidades finales de espaciamiento y de la mortalidad esperada durante la rotación. Pocos árboles de tamaño de exportación conforman la densidad final de un rodal. Para 1469 árboles de 15 especies de árboles grandes del bosque muy húmedo de Puerto Rico, la razón promedio del diámetro de copa/dap es de casi 20, para árboles de 20 a 40 cm dap, con extremos de 5 y 39 (Fig. 4-12). Con un área basal de 25 m²/ha y una razón de diámetro de copa/dap de 20, en una hectárea no caben más de 90 árboles bien iluminados, de 60 cm dap. En bosques manejados, la mortalidad es notablemente baja (Dawkins 1961c, Wilkinson 1960). Por lo tanto, la cantidad de brinzales y latizales necesarios para asegurar una densidad total no debe ser más de dos o tres veces la cosecha final. Dawkins (1958c) calculó la cantidad de árboles que, según él, se necesitan para obtener una densidad total con base en un dap de 80 cm en Uganda (Cuadro 4-10).

En bosques mixtos, las prácticas de manejo se concentran en la eliminación de árboles de valor pobre por su especie o forma (Dawkins 1961c). Este método, además de demostrar que los árboles manejados sobreviven bien, sugiere que con sólo 100 brinzales y latizales por hectárea, se pueden obtener una densidad total de árboles de 60 cm dap. En Ghana, Danso (1966) consideró que valía la pena aplicar tratamientos silviculturales en rodales con 22 a 25 fustes por hectárea de especies comerciales con 10 a 80 cm dap. Sin embargo, puntualizó que debido a que probablemente estos árboles ocurren en grupos densos, se deben ralear antes de alcanzar la madurez.

En Filipinas, donde por lo general existe un exceso de árboles con dap de 20 a 70 cm antes de la primera cosecha, el objetivo ha sido salvar el 60% (Tagudar 1965). En Indonesia, la cantidad de árboles para la siguiente cosecha varía de 25 por hectárea para árboles con dap de \$ 35, hasta 40 por hectárea para árboles de \$ 20 cm dap (Soerianegara 1970). En Surinam, de 200 a 500 árboles juveniles (dap entre 10 y 20 cm) por hectárea se aceptaron como adecuados. Se establecieron franjas de 2 m de ancho con espaciamientos de 10 a 20 m, orientadas de este a oeste (Boerboom 1966). Si el objetivo es obtener árboles maduros más pequeños, se podría dejar una mayor cantidad para la cosecha final (125 árboles por hectárea con dap de 50 cm), pero debido a una mortalidad menor, la misma cantidad de árboles bien espaciados puede ser adecuada.

En los bosques secundarios es preferible tener una densidad menor, antes que asumir el costo de regenerar en forma artificial para lograr una densidad total. Por consiguiente, es mejor manejar una cosecha con menos

Cuadro 4-10.—Cantidad de árboles que corresponden a una densidad total en bosques de Uganda

Dap (cm)	No. árboles por hectárea
0-10	2,000-25,000
10-20	200-400
20-50	100-150
50-80	50-75
>80	35-50

Fuente: Dawkins 1958c.

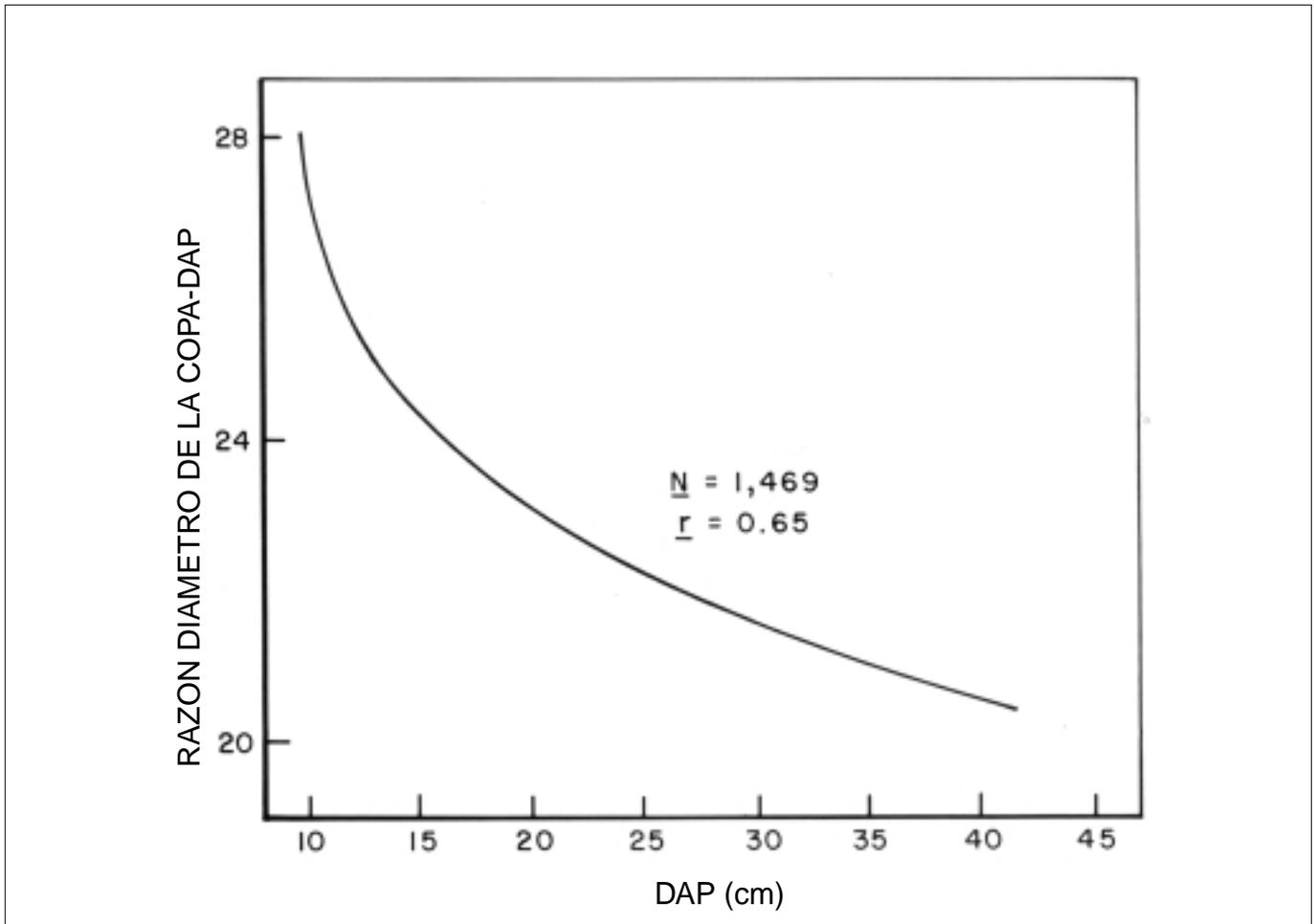


Fig. 4-12.—La razón de la uniformidad del diámetro de la corona al dap para árboles cuyo dap es > de 20 cm (Wadsworth 1987).

árboles que podrían rendir una rentabilidad más alta, que comenzar de nuevo con árboles plantados. Según Wyatt-Smith (1960d) en Malasia, el 40% de la densidad de plántulas en el momento de la tala correspondía al 55% de los brinzales cinco años más tarde, cantidades mínimas según sus consideraciones.

En bosques secundarios que surgen en zonas aclaradas, el estrato superior por lo general parece tener poco potencial productivo. Comúnmente, es una mezcla de árboles pioneros mal formados, muchos de los cuales son de pequeño tamaño cuando maduran. El estrato inferior es el que debería recibir mayor atención, pues podrían aparecer brinzales de especies de etapas sucesionales más avanzadas, provenientes de semillas recientemente introducidas por animales. Algunos

podrían producir madera comercial, y si se los libera temprano, podrían mostrar un crecimiento rápido.

La proporción de bosques secundarios de densidad adecuada en los trópicos húmedos puede ser mayor de lo que generalmente se supone. Un levantamiento sistemático de 97 000 ha de bosques secundarios y plantaciones de café abandonadas, de al menos diez años de edad en Puerto Rico demostró que casi 52 000 ha tenían una densidad adecuada de árboles de 21 especies potencialmente comerciales en el mercado local (aunque no de exportación) (Wadsworth y Birdsey 1985). Además, 24 000 ha tenían una densidad de 100 latizales o más por hectárea (176 en promedio) de 12,5 a 27,5 cm dap, y 28 000 ha tenían 250 brinzales o más por hectárea (725 en promedio), de 2,5 a 12,5 cm dap.

Identificación de la cosecha maderera. El énfasis de las cortas iniciales de mejoramiento era eliminar árboles en vez de estimular su crecimiento. Eso reflejaba una mayor confianza en la identificación de árboles de poco valor, que en la selección de los que quizás serían más valiosos en el futuro. Debido a que los árboles de los bosques naturales por lo general crecen agrupados, la eliminación de los que son poco valiosos se consideraba un paso infalible hacia una mayor productividad de los que quedaban. Sin duda, un tratamiento tal realzaría la productividad maderera futura. Sin embargo, esta estrategia generalmente ignoraba la posibilidad que los claros provocados dejarían microambientes vacíos poco adecuados para las especies madereras, o para el hábitat requerido por la fauna capaz de contribuir al bienestar del bosque. También, pocas veces se pensó en la efectividad de este tipo de mejoramiento en función de los costos.

Recientemente, el tratamiento se ha concentrado en estimular los árboles que, se esperaba, habrían de formar la cosecha siguiente. Esto presupone la identificación con toda certeza de los árboles en cuestión. Para efectuar la identificación, se necesita una serie de calificaciones mínimas con las que tales árboles deben cumplir. El criterio básico de la selección es que las especies de árboles deben ser de tamaño uniforme al alcanzar madurez, tener buena forma, ser tolerantes a la competencia, mantener una buena tasa de crecimiento, estar libres de insectos y enfermedades y tener buenas propiedades madereras. Las siguientes consideraciones deben guiar la selección de las especies:

1. Incluir especies de distintas características y aún de dudosa utilidad futura, con el fin de preservar la estabilidad del ecosistema y anticipar cambios en materia de valores.
2. Incluir especies de árboles cuyos productos complementan y no compiten con las especies de plantaciones.
3. Incluir especies de árboles que crecen en la naturaleza hasta un diámetro mayor del tamaño deseado para la cosecha, para que la madurez se alcance durante la época de mayor vigor juvenil.
4. Incluir especies de troncos derechos, lo cual es una ventaja aún para leña.

Freezaillah (1984) indica que el 93% del volumen del bosque tropical consiste de especies poco conocidas. Gran parte de este volumen se pierde, lo que sugiere que con el desarrollo de mercados se lograrían ganancias potenciales. Las maderas percederas pueden ser tratadas con preservantes; los árboles pequeños y las maderas mediocres, son ahora productos comerciales.

Los mercados de exportación de nuevas especies se desarrollan gradualmente, a medida que se garantiza un suministro constante de madera. Para el mercado local, debe crearse una capacidad de procesamiento, preferiblemente de productos más valiosos que las astillas.

La posibilidad de que muchas especies de árboles todavía no usadas puedan ser usadas una vez que los rodales actuales maduren, se apoya no sólo en lo que ha pasado anteriormente, sino también en estudios actuales. Los bosques cerrados de Sudamérica contribuyen a la economía de sus países muy por debajo de su potencial (Ramos de Freitas *et al.* 1987). Investigaciones sobre las propiedades y procesamiento de las maderas prometen un aumento en la productividad del 10 al 30%, sin efectuar grandes inversiones.

Entre los cientos de especies de árboles disponibles, algunas sin duda continuarán siendo mucho más útiles, sin importar lo grande que sea la demanda por madera en el futuro. Esto sugiere que la simplificación en la composición natural de los bosques secundarios tropicales debería aumentar su productividad. Tal simplificación, si se está al cuidado de consecuencias ecológicas adversas, debería hacer que los siguientes tratamientos silviculturales sean más prácticos y comprensibles. Un enfoque usado por el autor para clasificar especies de árboles en Paraguay por su uso potencial aparente ilustra el proceso. En total, en los bosques húmedos del este de Paraguay se encontraron 230 especies maderables, las cuales se clasificaron según la información existente (aunque incompleta):

- Especies de árboles que en condiciones naturales no crece más de 50 cm dap, o que generalmente no tienen un tronco derecho de al menos 6 m -152 (Clase VII) (quedan 78).
- Especies de maderas poco prometedoras para la elaboración de productos útiles -8 (Clase VI) (quedan 70).

- Especies cuyas maderas son claramente inadecuadas para usos industriales, como producción de muebles, contrachapado y construcción -10 (Clase V) (quedan 60).
- Especies de maderas cuya idoneidad para usos industriales es desconocida -17 (Clase IV) (quedan 43).
- Especies adecuadas para la construcción, pero no para la producción de muebles o enchapados -9 (Clase III) (quedan 34).
- Especies cuyas maderas se consideran aceptables para producir muebles o enchapados pero que son pesadas o difíciles de trabajar; su gravedad específica varía de 0,71 a 0,90 -12 (Clase II) (quedan 22).
- Especies cuyas maderas se consideran de calidad superior para la fabricación de muebles y enchapados; su gravedad específica es de 0,40 a 0,70 -22 (Clase I).

Con este sistema de clasificación, casi el 10% de las maderas del bosque se encuentra en la Clase I. En total, el 19% se ubica en las tres clases de utilidad industrial. Un 7% adicional es de posible utilidad industrial y un 4% no es de utilidad industrial. El resto parece que no producirá más que fibra o leña, ambos productos forestales de poco valor en regiones húmedas. La cantidad total de especies de árboles que posiblemente sean útiles en el futuro es 70; el 30% del total. Otras especies podrían tener cierto valor como madera rolliza, pulpa o leña, pero las primeras 70 especies quizás sean igualmente idóneas para estos propósitos. Un sistema de clasificación como este es una buena guía para la evaluación preliminar de la calidad de los bosques secundarios. Se deben considerar, además, los valores de los demás productos, como palmitos, frutas, o bien, especies críticas para el hábitat de la fauna silvestre.

El rechazo de especies de madera pesada es más justificable que el rechazo de especies de madera liviana, debido al uso cada vez mayor de fibras, y a las rotaciones más cortas que favorecen a las especies de madera liviana y crecimiento rápido. La madera de balsa (*Ochroma lagopus*) es una de las más livianas y de mayor demanda en el mundo, por esa misma razón. De hecho, gran parte de la balsa encontrada en bosques secundarios es menos comercial debido a su mayor densidad. Sin embargo, probablemente siempre será difícil comercializar maderas

livianas y jugosas. La demanda por maderas más densas podría aumentar en el futuro, debido a su contenido energético potencial, pero sólo si crecieran lo bastante rápido como para producir rendimientos energéticos altos por unidad de tiempo.

Muchas de las especies potencialmente útiles son poco usadas debido a que su escasez en los bosques. Tales especies no deben ser ignoradas en el manejo del bosque, pues con tratamientos apropiados se pueden volver abundantes.

Las características apropiadas para profundizar en la clasificación de especies incluyen: ubicuidad, abundancia en sitios disponibles, tamaño al alcanzar madurez, forma, potencial de crecimiento en condiciones de densidad total, resistencia al viento, facilidad de regeneración, libre de pestes y enfermedades y reacción a los tratamientos silviculturales. La mayoría de las especies pueden presentar una o más de estas características; pero quizás ninguna reciba notas altas en todas. Para muchas especies no se cuenta con la información completa. La clasificación inicial siempre es temporal, pero tiende a mejorar a medida que se entiendan mejor las características y usos silviculturales de la especie. Mientras tanto, es posible que sólo las especies con posibilidades similares se ubiquen erróneamente en la lista de especies seleccionadas. Además, las especies dudosas rara vez se eliminan completamente mediante el tratamiento, así que hay tiempo para efectuar ajustes.

Aún los esquemas más liberales de clasificación de especies reconocen sólo una fracción de las especies arbóreas como apropiadas para uso industrial: en Paraguay, el 19%; en Puerto Rico, el 16%. Por consiguiente, al discriminar entre especies, el refinamiento repetido podría reducir el número de especies arbóreas en los bosques productivos, entre un quinto y un sexto del número original. Mayores refinamientos para favorecer sólo a las especies preferidas conducen a bosques casi puros al final de la rotación.

Aunque tal simplificación podría parecer favorable, no necesariamente es sostenible. En casos extremos, podría aproximarse finalmente al monocultivo, con el correspondiente riesgo de inestabilidad. Por lo tanto, mientras los estudios indiquen preferencias o tolerancias relativas a los micrositos para cada especie arbórea, el refinamiento debería preservar una mezcla de especies adaptadas.

La productividad de los bosques secundarios es afectada tanto por la estructura como por la composición del rodal. Para un manejo policíclico, la meta debería ser grupos de árboles de tamaño parecido, en cantidad igual al número de ciclos de corta de la rotación; la cantidad de árboles en cada grupo debe mostrar una tendencia de Liocourt positiva. Para un manejo monocíclico, la meta es un sólo período de cosecha; por eso, es conveniente seleccionar los árboles en términos de la sincronía entre el tiempo probable de maduración y el tiempo previsto para la cosecha.

Producir troncos largos y derechos es crítico para el rendimiento de la madera industrial, y de valor para los demás productos, aún la leña. Muchas especies latifoliadas del neotrópico dejan de crecer en altura comercial cuando los árboles todavía son pequeños, pues el factor determinante para el mercadeo de troncos es la bifurcación, en vez del diámetro. La tendencia de la altura comercial a permanecer constante después de haber alcanzado un dap de 10 cm es evidente en datos de 1600 árboles de 15 especies en los bosques húmedos de Puerto Rico (Cuadro 4-11). Un árbol con un tronco útil demasiado largo quizás simplemente refleje una sombra más pesada durante su juventud, pero quizás también sea genéticamente superior; una característica que merece ser favorecida en los árboles de cultivo y en su progenie.

Las tasas de crecimiento esperadas son de carácter crítico para la productividad de árboles bajo manejo. Sin embargo, dichas tasas de crecimiento todavía no son confiables como base para la selección. Los anillos del crecimiento en la madera de la mayoría de las especies no son suficientemente característicos como para permitir la determinación de la tasa del

crecimiento. Es raro encontrar comparaciones de las tasas de crecimiento, reales o esperadas, basadas en mediciones repetidas de los árboles. Se deben elegir unidades que expresen el crecimiento del árbol para evitar distorsiones. Palmer (1975) indica que el crecimiento diamétrico de árboles grandes y pequeños no son comparables, ni en términos porcentuales, ni absolutos. Según Palmer, el crecimiento del área basal es una mejor medición que el diámetro, ya que la primera se relaciona estrechamente con el volumen, y comúnmente es proporcionalmente lineal en el tiempo. Concluye que el crecimiento del área basal como porcentaje quizás sea una mejor medición aún, porque el área basal del tronco aparentemente está relacionada en forma lineal con los recursos energéticos y nutrimentos (superficie de raíces y copa). El crecimiento del área basal como porcentaje parece reflejar la productividad maderera neta por unidad de superficie forestal ocupada y, por lo tanto, la eficacia relativa con que cada árbol utiliza su espacio. En un estudio de 24 años de 1600 árboles de 14 especies en los bosques húmedos de Puerto Rico, el promedio del crecimiento del área basal, expresado como porcentaje, fue razonablemente constante para árboles de 10 a 40 cm dap.

El crecimiento libre durante largos períodos, o en grupos, puede variar poco entre especies (Palmer 1975). Sin embargo, la gran variación a veces observada entre un árbol y otro sugiere un potencial de crecimiento desconocido, que quizás sea explicado por el especialista en silvicultura. El crecimiento rápido de ciertos árboles puede explicarse, en parte, por el crecimiento más lento de los otros; en la medida en que se compruebe que esto es verdad, el crecimiento de los árboles manejados podría no beneficiarse con la extracción de los árboles menos prometedores de crecimiento lento.

Una circunstancia, que generalmente se pasa por alto en la evaluación del crecimiento diamétrico es que se subestiman los promedios, porque sólo los árboles cuyo crecimiento es más rápido que el promedio son los que eventualmente se cultivan. El cuartil superior es el más sugerente.

El estudio de 1600 árboles en los bosques húmedos mixtos de Puerto Rico demostró que el crecimiento máximo del área basal (como porcentaje) de los árboles con dap de 10 cm era muy por encima del promedio (Fig. 4-13). A los 24 años, el área basal de 43 árboles de

Cuadro 4-11.—Altura comercial por dap de 1600 árboles de 15 especies del bosque húmedo de Puerto Rico

Dap (cm)	Altura comercial (m)	
	Promedio	Máxima ^a
20	5.0	9.8
30	6.3	11.1
40	7.0	11.8

Fuente: Wadsworth 1987.

^aLímite superior del 95% de la productividad.

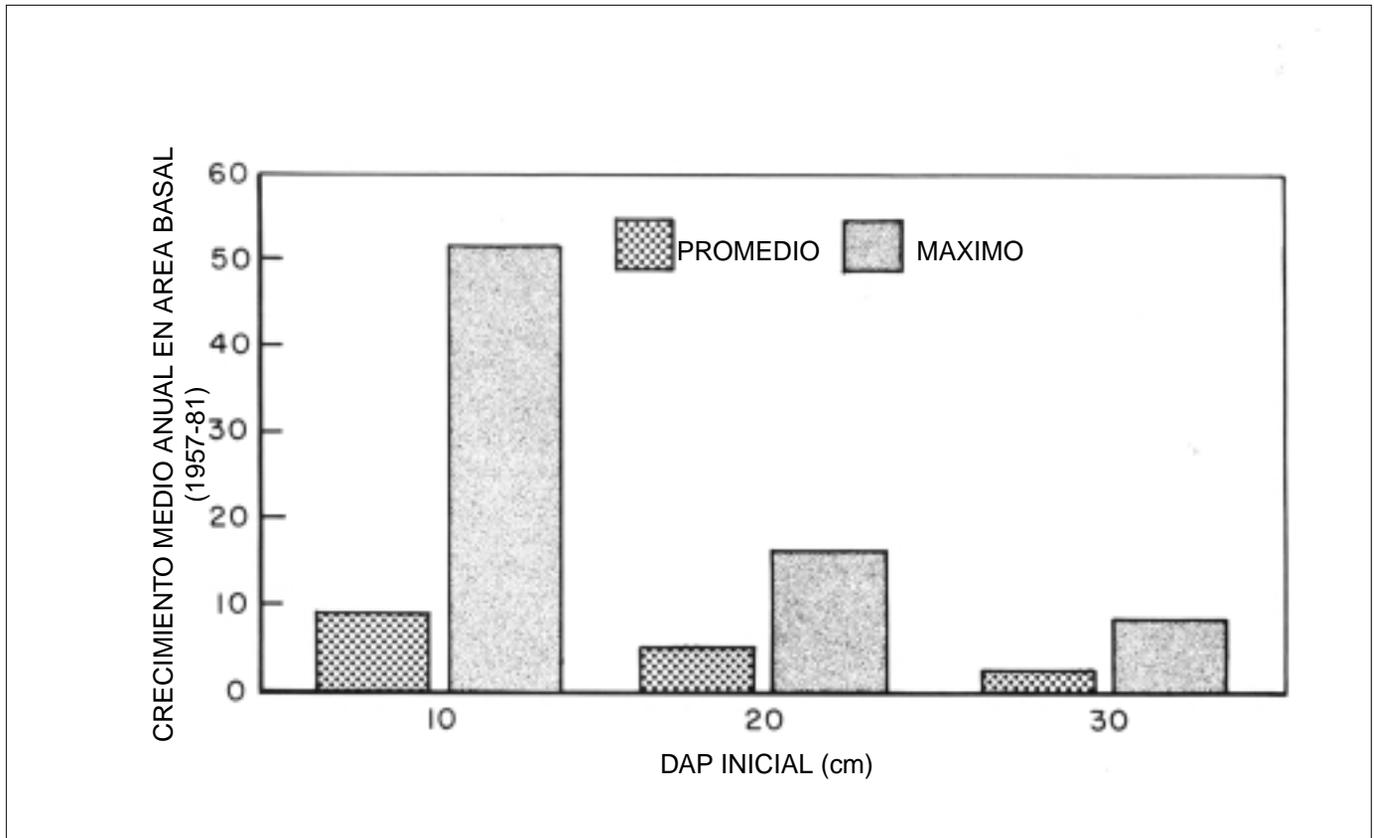


Fig. 4-13.—Promedio del crecimiento comparativo y máximo de 1.600 árboles de un bosque húmedo mixto de Puerto Rico (Wadsworth 1987).

la misma especie, todas en la misma posición intermedia en el dosel y todas con un dap de 10 a 30 cm, variaba de 0,7 a 6,9% por año, un rango de casi diez veces. En ese mismo bosque, el intento por relacionar el crecimiento del área basal de árboles individuales a los 24 años, expresado como porcentaje, con el área basal de los árboles circundantes, determinada con un prisma tridióptrico (Three-diopter prism), explicó solo el 0,1% de la variación, lo que sugiere que la tasa de crecimiento del árbol y la densidad del bosque circundante no están relacionadas. Estudios de 16 especies de árboles en 22 bosques en Uganda revelaron la existencia de algunos árboles cuyos diámetros crecían 25 veces más rápido que los demás (Dawkins 1964a). Se llegó a la conclusión que los árboles de crecimiento más rápido eran los genotipos más eficientes ubicados en los micrositos más favorables.

En un estudio de 512 árboles en bosques muy húmedos subtropicales mixtos de Puerto Rico, se descubrió que el

crecimiento del área basal de árboles individuales era aproximadamente igual en dos períodos consecutivos de 12 años (ambos entre huracanes). Esto sugirió que cada árbol, una vez liberado después de un período inicial pero indeterminado de supresión, llena el espacio disponible en el dosel y en el nicho del suelo y luego aumenta el área basal del tronco a una tasa relativamente constante. A partir de este supuesto, se derivó un período de crecimiento hipotético para cada uno de esos árboles, dividiendo el área basal del tronco por el promedio anual de crecimiento del área basal registrado durante los 24 años anteriores, y sustrayendo la cantidad de años resultante para indicar cuando había comenzado a crecer, suponiendo que siempre había crecido aproximadamente a la misma tasa. El ejercicio mostró que grandes cantidades de árboles parecían haber comenzado a crecer en el momento en que el bosque fue azotado por huracanes en el pasado: 1899, 1916, 1928 y 1932. Eso sugiere que la hipótesis tiene cierto mérito. Si es así, el crecimiento actual de los árboles en los bosques estables podría reflejar el tamaño

de un nicho relativamente constante, en términos del espacio disponible para la raíz y copa del árbol, desde el momento de su liberación.

Ya se ha descrito la falta de correlación entre el crecimiento de árboles individuales y la densidad del rodal circundante. Las grandes variaciones en la productividad aparente de árboles individuales, descubiertas en Uganda y en Puerto Rico, son virtualmente independientes de la densidad del bosque (Dawkins 1964a). En Nigeria, el área basal de los árboles alrededor de árboles seleccionados explicó no más del 11% de la variación en el crecimiento, y generalmente mucho menos (Lowe 1966). En rodales raleados, donde se trató de medir el grado de competencia de ese modo, se comprobó que esta contribuía aún menos a la variación en el crecimiento. Se eliminó, entonces, la variación por especies y se enfocó el estudio en especies de *Khaya*, pero aún así no se pudo distinguir una influencia significativa del área basal o del número de árboles circundantes contados con relascopio en el crecimiento de los árboles de futura cosecha (Kemp y Lowe 1973). Una explicación posible de esta paradoja aparente es que la tensión competitiva tiende a igualarse, y que la densidad del rodal es mayor en los micrositios buenos. Este hecho podría compensar cualquier tendencia hacia una relación inversa entre la densidad del rodal circundante y el crecimiento de los árboles de futura cosecha en ecosistemas cerrados.

Investigaciones más profundas en Nigeria, por medio de análisis de patrón (pattern analyses), demostró que el crecimiento del área basal de los árboles circundantes era un mejor índice de competencia que la suma de los diámetros o las áreas basales (Lowe 1971). La baja densidad parecía beneficiar a los estratos inferiores y a los árboles intermedios y codominantes, más que a los árboles dominantes o suprimidos.

La posición de las copas en el dosel del bosque también se ha sugerido para predecir las tasas de crecimiento. Wadsworth determinó una estrecha relación entre la posición en el dosel y el crecimiento diamétrico promedio (1947b). En los bosques muy húmedos de Puerto Rico, los árboles codominantes crecían tanto como el 92% de los dominantes, el 65% de los intermedios y el 35% de los suprimidos.

Un cono invertido de 90° con el ápice en la base de la copa se concibió en Uganda como medio de expresar

matemáticamente el grado de exposición de la copa (Anón. 1956d). Sin embargo, se encontró que una gran proporción del crecimiento era independiente de esa medida (Dawkins 1964a). Los únicos árboles de crecimiento rápido eran los claramente dominantes o de copas muy grandes (Dawkins 1958c). Bajo la cima del dosel, la posición de la copa no parecía tener gran significado en las tasas de crecimiento.

La posición del árbol en el dosel no es un índice confiable en la predicción del crecimiento debido a la influencia que ejerce el tamaño, ya los árboles dominantes o expuestos tienden a ser grandes y los suprimidos pequeños. Un estudio con *Khaya* en Nigeria demostró que la posición del árbol en el dosel afectaba significativamente la regresión entre el área basal inicial y el crecimiento subsiguiente del área basal (Lowe y Walker 1977). Otros estudios en Nigeria no comprobaron que el vigor de los árboles dominantes era inherente; la superioridad de su crecimiento fue mucho menor en los clones, a los cuales les faltaba la variación genética (Lowe 1971).

Cuando se relaciona el crecimiento del árbol con el espacio requerido (eso es, se expresa en términos del crecimiento anual del área basal, como porcentaje del área basal media), se resalta la eficacia relativa de los árboles codominantes e intermedios. Un estudio de 14 especies madereras en los bosques húmedos de Puerto Rico durante el período 1958 a 1982, demostró que en árboles inicialmente dominantes y codominantes el promedio anual de incremento del área basal era de 3,6%; 2,9% para los intermedios y 2,1% para los suprimidos.

Las dimensiones de la copa, como expresión de la superficie foliar por árbol, también se han estudiado como índice del crecimiento de los árboles. La idoneidad de la superficie total de la copa con este fin se estudió detalladamente en Uganda (Anón. 1956d, Dawkins 1958c). Las copas se clasificaron con base en su capacidad de crecimiento aparente o necesidad de liberación. Se consideraron perfectas las copas amplias, circulares y profundas; sin embargo, se tuvo poco éxito al tratar de correlacionar el crecimiento individual de un árbol con los factores de la copa (Dawkins 1963a). En Nigeria, una fuerte correlación entre el diámetro de copa y del tronco tendió a confundir la relación entre el diámetro de copa y el crecimiento (Kemp y Lowe 1973, Lowe 1966); por ello, no se pudo atribuir una variación significativa en el crecimiento individual del árbol

solamente al diámetro o a la altura de la copa (Lowe 1967a).

El diámetro inicial del árbol, o área basal, es el único índice significativo para pronosticar el crecimiento del árbol; y en eso, los árboles de los bosques naturales no parecen diferir mucho de los que se encuentran en rodales puros de la misma edad (Lowe 1966). Un estudio de bosques naturales y retoños de teca demostró que el área basal inicial explicaba casi el 70% de la variación en el crecimiento basimétrico de árboles individuales (es decir, que gran parte del crecimiento aparentemente resultó ser función del tamaño inicial). Un estudio con *Khaya* en Nigeria demostró que el área basal inicial daba cuenta del 54 y 60% de la variación en el crecimiento del área basal en períodos de 6 y 14 años respectivamente (Lowe y Walker 1977). Otro estudio determinó que el crecimiento rápido atribuido a los grandes árboles era aplicable a todos los árboles, no sólo a los árboles de futura cosecha (Palmer 1975).

Otras variables se han considerado como índices de predicción, causas o resultados de distintas tasas de crecimiento de los árboles en bosques secundarios. Mervart (1969) indicó que la reacción de los árboles individuales puede cambiar con el tiempo o con la edad. Ruehle (1972) sugiere que se ha subestimado la importancia de las raíces sanas; según él, los nemátodos, parásitos de las plantas, podrían suprimir a los hongos simbióticos, tales como las micorrizas, que como se sabe, están presentes en las raíces de la mayoría de las especies arbóreas. En Nigeria se determinó que una infestación de trepadoras estaba relacionada con la tasa del crecimiento (Lowe y Walker 1977). Estudios de 234 árboles de especies dipterocarpáceas demostraron que la variación en la gravedad específica de la madera constituía un índice del crecimiento pasado (Virtucio 1976); se descubrió que la gravedad específica reflejaba el 51% de la variación del crecimiento basimétrico y el 48% del crecimiento volumétrico. Cuanto más ligera la madera, más rápido el crecimiento.

La falla de los índices de predicción lógicos ha hecho que se ponga atención a las características morfológicas de los árboles. En los bosques muy húmedos de Puerto Rico, se observó que los árboles de crecimiento rápido tenían troncos derechos, sin lesiones ni epífitas (Wadsworth 1953). En el oeste de Nigeria, también se descubrió que si se incluía la forma del tronco, las predicciones del crecimiento eran mejores de las que se

basaban en el área basal solamente (Lowe y Walker 1977). Cuanto mejor la forma del tronco tanto más rápido el crecimiento.

Estos distintos estudios hasta ahora no han demostrado ningún criterio único, universal y confiable para predecir las tasas de crecimiento relativas del árbol "A" en comparación con las del árbol "B". Al contrario, demuestran claramente que los árboles individuales pueden mostrar crecimientos muy distintos, a pesar de las causas percibidas, tales como factores del sitio, especie, tamaño y densidad de los árboles vecinos. Algunas conclusiones e hipótesis interesantes se desprenden de muchos de estos estudios:

- El crecimiento del árbol puede ser tan fortuito como para frustrar cualquier intento de interpretarlo sistemáticamente (Mervart 1969, citado por Palmer 1975).
- Un enfoque de árboles individuales para predecir el crecimiento es de poco potencial práctico en bosques tropicales que contienen diversas especies y edades (Gerrard 1968).
- Las proyecciones del rodal con base sólo en el crecimiento medio (tiempo promedio que tarda un árbol en pasar de una clase de tamaño a la siguiente) son erróneas para árboles individuales. El paso de una clase diamétrica a otra no afecta el desempeño de un árbol individual en la clase anterior. Sólo los peores y mejores árboles tienden a permanecer en la misma categoría (Lowe 1977, Mervart 1972).
- La reducción del error total en los cálculos de crecimiento mediante el análisis de regresión de las relaciones crecimiento/diámetro, es de posibilidad limitada (Mervart 1972).
- El efecto de "allanamiento" producido por períodos largos de mediciones no debe ser sobrevalorado. Las tendencias cambiantes en el crecimiento de árboles individuales tienden a hacer que la variación del crecimiento agregado sea casi igual a la de los períodos más cortos (Mervart 1972).
- Dentro del rodal, los árboles aparentemente establecen rápido un "orden jerárquico" de tasas de crecimiento, el cual varía con la tolerancia a la sombra, situación que es imposible de alterar mediante tratamientos silviculturales.

- La silvicultura quizás solo siga un patrón ya establecido por el rodal mismo. Desvíos de ese patrón podrían dañar el crecimiento total del rodal (Lowe 1966).
- Sólo una liberación muy temprana puede tener algún efecto en las tasas de crecimiento (Lowe 1966).
- El crecimiento de ciertos árboles no se logra modificar significativamente ni aún con manipulaciones drásticas del dosel (Dawkins 1963a).
- Si se comprueba que la influencia esperada de los tratamientos silviculturales en el crecimiento de los árboles de bosques secundarios es limitada, entonces tales tratamientos deben basarse en alternativas de manejo rentables para la región, en vez de en los beneficios para el rodal (Lowe 1966).

Como es evidente, la búsqueda de criterios para predecir con exactitud el crecimiento de árboles individuales no ha tenido éxito. Por consiguiente, el proceso de seleccionar y aplicar tratamientos a los árboles de futura cosecha todavía no ha alcanzado su potencial, como método de aumentar la productividad de los bosques tropicales secundarios. Hasta que esto sea posible, la productividad de los bosques secundarios ha de sufrir, en comparación con la productividad de las plantaciones. Sin embargo, aún donde las plantaciones son alternativas factibles, los bosques secundarios siguen siendo de carácter complementario, fuentes de distintas maderas y de otros beneficios necesarios. Además, la liberación temprana y repetida de los árboles de futura cosecha, aún cuando su selección haya sido imperfecta, podría aumentar los rendimientos.

Hasta que la selección de árboles de futura cosecha según el crecimiento esperado tenga éxito, otros criterios más obvios podrían reportar beneficios en bosques que hasta ahora no han sido tratados. En tales bosque tropicales secundarios, las primeras medidas que se toman generalmente involucran mejoras en la composición, estructura y espaciamiento de los árboles. La selección de árboles bajo esta modalidad no debe sesgarse contra los árboles de rápido crecimiento, de manera que el proceso al menos no sea disgénico. Es urgente, entonces, encontrar mejores índices de predicción; y entre los que ameritan mayores estudios está el tamaño absoluto de la copa o su relación con el dap.

Evaluación de la regeneración. Debido a que la mayoría de los esfuerzos para la regeneración de bosques tropicales naturales se han concentrado en el hemisferio oriental, las técnicas de evaluación del manejo forestal para la producción de madera no se han aplicado extensamente en el neotrópico. Por esa razón, esta sección describe en cierto detalle las prácticas usadas en otras partes del mundo, que quizás sean de aplicación en esta región. El énfasis de los sistemas del hemisferio oriental centrado en las plántulas y brinzales, además de los latizales y árboles más grandes parece igualmente apropiado para la América tropical. Además, el éxito de las técnicas de diagnóstico más recientes del Oriente sugieren que quizás se puedan adaptar universalmente.

La densidad adecuada y la distribución horizontal de los árboles de cultivo y la necesidad de efectuar prácticas de cultivo se evaluaron mediante varias técnicas de muestreo. En 1944, la evaluación de la reproducción natural en la India había desarrollado un "factor para establecer la densidad" (Prasad 1944a). La muestra básica consistía de una parcela cuadrada de 2 x 2 m en la cual se contaban las plántulas y brinzales establecidos (<3 m de altura), además de los árboles establecidos (>3 m de altura) de las especies de interés. La altura media de los brinzales establecidos, dividida por 3 m y multiplicada por el porcentaje de parcelas con árboles establecidos, permitió establecer el factor de densidad.

El muestreo diagnóstico, que comenzó a usarse en lo que hoy es Malasia alrededor de 1950, permitió mejorar las prácticas de conteo, en uso desde 1930 (Barnard 1950a). En 1952, los muestreos de regeneración se empleaban en lo que hoy es Camerún para distinguir entre las zonas que se debían dedicar a la regeneración natural o al plantado (Morellet 1952).

En Malasia se aplicó un muestreo sistemático como tarea preliminar para el enriquecimiento de bosques talados, porque se descubrió que la regeneración natural, abandonada durante la Segunda Guerra Mundial, estaba dando resultados (Wyatt-Smith 1958b). Se usaron comúnmente tres niveles de muestreo (Barnard 1954, Majid y Wyatt-Smith 1958). Se establecieron parcelas de muestreo lineales de un milésimo de acre (LSM 'linear sampling millacre'), (4 m² o 0,0004 ha) antes de la tala para inventariar la regeneración de brinzales de especies comerciales hasta un altura de 1,5 m. Se eligió

un árbol de futura cosecha por parcela. Se aceptó como densidad adecuada cuando había un árbol seleccionado en al menos el 40% de las parcelas LSM; o sea, 1000 árboles seleccionados por hectárea.

Después de la cosecha, se establecieron parcelas de muestreo lineal de un cuarto de cadena (LS 1/4), (aproximadamente 5 m², o 0,0025 ha) para constatar la densidad, composición, desarrollo y posición competitiva de los brinzales y latizales comerciales de 1,5 m de altura a 10 cm dap. Una densidad se consideró adecuada si el 60% o más de las parcelas tenían al menos un árbol seleccionado; o sea, 240 árboles por hectárea.

De cinco a diez años después de la cosecha, se midió un tercer juego de parcelas. Se trató de parcelas de muestreo lineal de media cadena (LS 1/2), (casi 10 m², o 0,01 ha) diseñadas para constatar el estado de los brinzales y árboles comerciales de ≈30 cm dap. El 75% o más de las densidades se consideraron aceptables, lo que correspondía a 75 árboles por hectárea. Las muestras LS 1/2 proporcionaron los siguientes datos: 1) densidad y composición del rodal total; 2) densidad, composición, tamaño y distribución de los árboles de futura cosecha; 3) urgencia y grado de tratamiento requeridos por los árboles de futura cosecha (Wyatt-Smith y Vincent 1963). Las parcelas LS 1/2 muestrearon el 10% del bosque, y se establecieron en líneas con espaciamientos de 200 m entre una y otra. Se establecieron de manera permanente en el campo para permitir la remediación a intervalos de 10 a 20 años. Cada árbol seleccionado fue calificado, según la siguiente escala:

- 5 = Árbol suprimido por árboles más grandes y desarrollados de la misma calidad, ubicados fuera del área de muestreo.
- 4 = Buena copa capaz de mejorar con tratamiento, el cual no es urgente y quizás innecesario.
- 3 = Buena copa, aunque no llena, mejoraría con un aumento inmediato de luz, pero una demora de hasta cinco años es posible.
- 2 = Copa deficiente, requiere un tratamiento moderado inmediato.
- 1 = Copa pobre, requiere un tratamiento drástico e inmediato.

0 = Copa muy mala, probablemente incapaz de reaccionar al tratamiento.

El muestreo diagnóstico fue introducido de Malasia a Uganda y Queensland, Australia (Dawkins 1961c). En Uganda, se buscaba: 1) evaluar la condición del rodal; 2) evaluar si la regeneración era adecuada y capaz de reemplazar el producto a ser cosechado; 3) determinar qué tratamiento se necesitaba; o 4) determinar el manejo apropiado para establecer y desarrollar el bosque (Hughes 1961). Este sistema fue diseñado para proporcionar un juego de parcelas permanentes que facilitaran la toma de mediciones cuando fuera necesario, y para establecer un sistema de registros que asegurara información exacta y análisis rápidos.

La parcela de muestreo estándar era de 10 x 10 m, o sea de 0,01 ha; las parcelas se ubican en líneas separadas por 400 m entre una y otra (Dawkins 1958f, 1958e). La mitad de las parcelas a ambos lados de la línea se dividieron en dos parcelas de 5 x 5 m (0,0025 ha). También se programaron submuestreos con el propósito de medir las existencias de plántulas de hasta 1,5 m de altura (0,001 ha); brinzales de 1,5 m de altura hasta 20 cm dap (0,00625 ha); latizales de 30 a 50 cm dap (0,0125 ha) y árboles con dap >50 cm (0,025 ha) (Walker 1962). En cada parcela de 10 x 10 m se escogió un "deseable sobresaliente" y se contó el número de tallos con dap igual o superior al deseable sobresaliente. Para cada deseable sobresaliente se registró la clase diamétrica, posición de la copa y grado de independencia.

También en lo que hoy es Malasia se desarrolló un muestreo lineal para evaluar los árboles inmaduros, el cual ya ha sido descrito en detalle (Barnard 1950b). Se supuso que los bosques de densidad total contenían 2500 plántulas (de menos de 1,5 m de altura) por hectárea; 400 brinzales (de más de 1,5 m de altura y dap de hasta 10 cm) por hectárea, o 100 latizales (con dap de 10 a 50 cm) por hectárea. El tamaño de parcelas cuadradas a lo largo de transectos adyacentes para cada una de las tres clases, se fijó según la proporción correspondiente de una hectárea por árbol; o sea 1/2500, 1/400 y 1/100 ha. Para muestreos intensivos, las parcelas a lo largo de los transectos se separaron de 100 m, lo que corresponde a muestreos del 2, 5 y 10%, respectivamente para los tres tamaños de parcela. Para muestreos extensivos, la distancia entre parcelas para el conteo de plántulas a lo largo de los transectos se fijó en 400 m, o una muestra del 0,5%. Para brinzales y

latizales, la distancia entre parcelas era de 200 m y 2,5 y 5,0% la intensidad de muestreo respectiva. En las parcelas de muestreo de brinzales, se registraron los tamaños de 1,5 a 3,0 m de altura; de 3,0 m de altura hasta 5 cm dap, y de 5 a 10 cm dap. En el caso de los latizales, las clases de tamaños se registraron con base en el dap: de 10 a 20 cm, 20 a 30 cm, 30 a 40 cm y 40 a 50 cm. Ya que un árbol seleccionado por parcela cubre la densidad total, el grado de densidad en el área corresponde al número de parcelas de densidad total, expresado como porcentaje del total de parcelas. En las parcelas donde hubo un árbol secundario, este se seleccionó y se registró también (Barnard 1950b).

Según Hutchinson (1991) el muestreo diagnóstico es una operación para calcular la productividad potencial de un rodal. Hutchinson usó el muestreo diagnóstico en América tropical para los siguientes propósitos:

- Establecer las prioridades al comenzar operaciones silviculturales para optimizar la productividad y planificar donde aplicar cada operación.
- Esbozar una secuencia inicial apropiada de operaciones silviculturales.
- Estimar el ciclo de corta general, en relación con las clases de árboles deseables en crecimiento.

Hutchinson señaló que el muestreo diagnóstico se debe efectuar en cinco pasos:

1. Establecer cuadrados representativos de 10 x 10 m, al menos 100 y preferiblemente más.
2. Registrar los mejores árboles con diámetro mayor al mínimo de corta; anotar especie, estado de salud y calidad del tronco.
3. Clasificar el deseable sobresaliente en cada cuadrado, como árbol, brinzal o plántula. Lo ideal es seleccionar un árbol antes que un latizal. Si no existe ninguno, registrar que la parcela está vacía; distinguir entre cuadrados potencialmente productivos y permanentemente improductivos.
4. Registrar el dap del deseable sobresaliente.
5. Registrar la clase de iluminación de la copa del deseable sobresaliente (vertical y lateral, vertical, vertical parcial, oblicua, indirecta).

Al resumir estos datos se obtiene información sobre los árboles listos para cosechar, árboles grandes de futura cosecha comercial, densidad de árboles grandes no comerciales y árboles defectuosos que impiden el desarrollo de los brinzales y la iluminación adecuada de los deseables sobresalientes.

En los bosques pluviales del norte de Queensland, la técnica usada son parcelas cuadradas de 5 x 5 m, establecidas en forma contigua y lineal (Nicholson 1972), y se registran todos los árboles con ≈ 20 cm dap.

Vinculado al muestreo diagnóstico se halla el muestreo dinámico, el cual mide los cambios de gran escala a que están sometidos los bosques en el tiempo. Este se desarrolló en Queensland; es un tipo de inventario forestal continuo, basado en parcelas permanentes situadas sistemáticamente a través de todos los bosques productivos, y medidas por equipos permanentes a intervalos regulares (Dawkins 1961c). Los tamaños de las parcelas generalmente eran de 0,08 ha en Queensland, 0,4 ha en la península malaya y 1 ha en Uganda y Sabah (Dawkins 1961c). Con énfasis en los árboles de futura cosecha, tales muestreos pueden proporcionar una gran cantidad de datos de manejo con un mínimo de gastos.

Mejoramiento de la composición. Los esfuerzos silviculturales iniciales en los bosques tropicales mixtos, comúnmente se han orientado hacia el aumento de la representatividad de las pocas especies más deseables, a expensas de las grandes cantidades de especies inferiores (Wyatt-Smith 1958a). El potencial de esta práctica se ve en los bosques húmedos de Surinam, donde sólo un tercio de las especies en crecimiento, con dap mayor a 35 cm, estaba compuesto por especies comerciales (Schulz 1967).

Ya en la Octava Conferencia Silvicultural de toda la India, en 1951, se manifestaron inquietudes sobre las consecuencias de la eliminación de especies (Rosayro 1952). La conferencia advirtió que cualquier tratamiento más intenso que las cortas de selección en bosques perennes se debía hacer con la plena conciencia del grave riesgo en que se incurría, al perturbar el delicado equilibrio ecológico existente y causar cambios irreversibles en la composición florística de los bosques, en detrimento de la productividad a largo plazo. Una advertencia anterior se había hecho en lo que hoy es Malasia, en el sentido de que las especies generalmente eliminadas con las prácticas de cultivo, deberían dejarse

en mezclas con merantis (Mead 1937). También se sugirió que se debía dejar un estrato inferior de especies no comerciales para reducir el riesgo de epidemias.

En la India, el sistema de selección, según la opinión de los críticos que se oponían a él, parecía un modo de ocultar las modificaciones drásticas a las que se sometían los bosques (Stracey 1959). Las cortas de selección seguidas por talas y anillamientos para favorecer la cosecha futura, traían como efecto una tendencia a producir rodales de tamaño uniforme de unas pocas especies. Stracey se oponía a la eliminación radical de todas menos unas pocas especies valiosas. Un período de transición más largo, pensaba, permitiría la formación de un rodal de muchas especies con un perfil irregular, más deseable. Wyatt-Smith (1958a) reconoció los riesgos, pero aseguró que no era posible basar desde el principio, las prescripciones silviculturales en estudios ecológicos que hasta entonces sólo habían producido resultados tentativos.

El refinamiento inicial de los bosques pluviales de lo que hoy es Malasia, incluyendo tala de trepadoras y envenenamiento de árboles demasiado maduros, defectuosos e inferiores, afectó significativamente la composición del bosque dominante y subdominante (Wyatt-Smith 1958c). En los cinco años después del tratamiento, el porcentaje de árboles deseables aumentó de 58 a 64%, mientras que en bosques sin tratamiento, el porcentaje se redujo de 57 a 38%.

Es posible que árboles de poco o ningún valor comercial sean dominantes en los bosques tropicales secundarios, y que su eliminación en un sólo tratamiento provoque rupturas grandes e indeseables en el dosel, que vienen a ser ocupadas por especies similares o trepadoras capaces de ahogar a los árboles de futura cosecha. Es preferible eliminarlos mediante anillamiento o envenenamiento, pues así los claros aparecen en forma gradual y son más pequeños. Donde el aprovechamiento es muy intenso, los claros pueden ser tan grandes y tanto el daño al crecimiento deseable que podría ser necesario tomar medidas especiales, como la replantación, para asegurar que el crecimiento deseable alcance una posición dominante con rapidez.

Las experiencias en los bosques secundarios de Puerto Rico confirman una vez más hasta qué punto la representatividad de especies deseables resulta de un primer tratamiento de refinamiento. En un bosque de brinzales y latizales, cerca de un buen mercado de leña,

el tratamiento registró un aumento en la representatividad de especies madereras deseables del 33%. Seis años más tarde, el incremento volumétrico del rodal bajo tratamiento sobrepasó al del rodal sin tratamiento en un 9% (Marrero y Wadsworth 1951). La primera corta de mejoramiento en los rodales más avanzados de un bosque secundario húmedo en Puerto Rico eliminó el 75% de los árboles de las especies indeseables y un mayor porcentaje del área basal (Cuadro 4-12). El raleo de las especies deseables fue de aproximadamente un 28%. Aunque el área basal residual era baja, todavía quedaban suficientes árboles deseables (suponiendo que estaban bien espaciados) para llegar a dominar el rodal entero con la aplicación de mayores tratamientos. El dap promedio de las especies deseables se redujo de 16,3 cm a 15,7 cm, lo que indica que el tamaño de algunos de los árboles deseables eliminados sobrepasaba el tamaño promedio, pero que eran de mala forma. El aumento de la razón volumen/área basal (m^3/m^2) indica que se incrementó la altura promedio utilizable del tronco de los árboles deseables restantes.

Liberación. La acción de liberar significa soltar o poner en libertad. Desde el punto de vista silvicultural, la "liberación" es una corta que libra a un árbol joven de la competencia que enfrenta desde arriba (Ford-Robertson 1971). Si se practica regularmente, la liberación puede maximizar las tasas de crecimiento en los bosques naturales.

La liberación es el objetivo principal de una amplia gama de tratamientos de refinamiento. Es la razón principal por la cual se eliminan los árboles relictos, y quizás sea el motivo principal de aplicar prácticas de manejo a los rodales inmaduros. La liberación se funda en la creencia común de que el crecimiento diamétrico del árbol está directamente relacionado con la posición de su copa, e inversamente relacionado con el hacinamiento, o área basal del rodal (Dawkins 1957). Sin embargo, hay anomalías pronunciadas; por ejemplo, se han visto árboles emergentes de crecimiento estancado, al lado de árboles subordinados de la misma especie que siguen creciendo; ambos, aparentemente, con copas de la misma calidad (Dawkins 1961c).

La liberación rara vez es el único objetivo del tratamiento silvicultural. Al efectuar prácticas de manejo en bosques tropicales secundarios, no es suficiente dedicarse sólo a liberar a árboles individuales de la competencia (Dawkins 1958c), sino que se debe tomar

Cuadro 4–12.—Mejora en la composición del rodal mediante el refinamiento en un bosque secundario húmedo de Puerto Rico

Índice	Antes del tratamiento	Después del tratamiento
No. de árboles/ha \oplus 10 cm dap		
Deseables	430.0	311.0
Otros	368.0	91.0
Porcentaje de deseables	54.0	77.0
Área basal (m ² /ha)		
Deseables	9.0	6.0
Otros	6.0	1.0
Porcentaje de deseables	60.0	86.0
Dap promedio para los deseables (cm)	16.3	15.7
Razón volumen/área basal de deseables (m ³ /m ²)	2.6	3.0

Fuente: Anón. 1958i.

en cuenta el rodal entero. Este concepto implica que se debe retener una mayor cantidad de árboles, algunos aparentemente menos productivos que otros, para favorecer cierto equilibrio en cuanto al tamaño de los árboles o la diversidad de las especies.

Se ha ensayado la liberación de los árboles jóvenes más extensamente en el hemisferio oriental. En la India, las prácticas de manejo (que incluyen la liberación) se aplicaron en la década de 1940 cada vez que la regeneración natural estaba presente, y se continuaron hasta la etapa del latizal (Griffith 1947). En Malasia, se efectuaron cortas de selección en 1937, antes de un aprovechamiento comercial parcial de árboles dominantes, para ayudar a la regeneración (Wyatt-Smith 1961a). En los bosques de dipterocarpáceas de Sabah (Nicholson 1965b), la mejor secuencia de tratamientos ha sido: 1) corta de trepadoras y marcado de árboles 1 a 2 años antes de la corta, 2) anillamiento y envenenamiento de 3 a 6 años después de la corta, 3) liberación y otros refinamientos al cultivo emergente de 10 a 15 años después de la corta (Fox 1972, Hepburn 1973). El impacto de la liberación se ve en un bosque aprovechado en 1958, y envenenamiento de árboles relictos poco después (Fox 1972). El área basal promedio era 19 m²/ha en 1966, antes de liberar 395 árboles de futura cosecha por hectárea. La eliminación de todos los árboles competidores significó 8 m²/ha del área basal, o casi el 45% del rodal, dejando un área basal de 9 m²/ha de árboles de futura cosecha.

Los bosques pluviales de Queensland generalmente producen suficiente regeneración como para hacer que la liberación sea preferible al reemplazo (Henry 1960). Los bosques aprovechados pueden tener un área basal de casi 50 m²/ha, de la cual casi un tercio pueden ser especies comerciales. Los troncos inútiles se eliminan, y si es necesario, se efectúa una liberación adicional. En Uganda, la liberación de la regeneración avanzada se ha practica en gran escala (Earl 1968) debido a las dificultades enfrentadas por las plantaciones en línea y en grupo. Se marcan los árboles deseables bien formados con pintura y los carboneros eliminan todos los árboles sin marcar, con lo que se evitan daños posteriores.

El tratamiento de liberación en el neotrópico se inició en Guayana, Puerto Rico, Surinam y Trinidad. En este último, el mejoramiento de los bosques degradados en suelos arenosos mediante el refinamiento comenzó en 1932 (Beard 1944b). La regeneración natural al principio tuvo que ser librada de la competencia de pastos y trepadoras. Más tarde, se eliminó el exceso de rebrotes, se redujo la competencia entre los brinzales y se erradicaron las palmas. Después de cuatro tratamientos a lo largo de diez años, la cantidad de brinzales de especies económicamente valiosas con 5 m o más de altura alcanzó un promedio de más de 70 árboles por hectárea. Más recientemente, la tala rasa de los bosques de mora (*Mora excelsa*) en Trinidad ha sido abandonada a favor de una densidad irregular; para

ello, después de la cosecha inicial se dejaron árboles de futura cosecha, que han sido liberados durante 10 a 15 años (Bell 1972).

En Trinidad se han usado las razones diámetro de copa/dap de árboles deseables para determinar el espaciamiento y el área basal máxima según la exposición de copa (Bell 1971). Bajo un sistema de espaciamiento triangular que permite que las copas circulares se toquen (utilizando el 91% de la superficie total del terreno), una razón de copa de 17 para *Sterculia* corresponde a un área basal deseable máxima de 32 m²/ha. Para *Dacryodes*, cuya razón de copa/dap es 19, el área basal deseable máxima sería 25 m²/ha, y 23 m²/ha para las Lauraceae, cuya razón de copa/dap es 20.

En América del Sur, los datos sobre las cortas de liberación provienen principalmente de Surinam. Un estudio de 1958 (Anón. 1959j, 1961e) demostró que sólo una liberación ligera indujo la germinación y el crecimiento vigoroso de especies oportunistas, como *Goupia*, *Qualea*, *Schefflera* y *Simarouba*. Los brinzales y latizales de las especies preferidas requieren una segunda liberación. El costo total de las prácticas de manejo se consideraba excesivo, así que el tratamiento se aplicó sólo en franjas orientadas de este a oeste de 1 a 3 m de ancho, separadas por distancias inversamente relacionadas a la abundancia de la regeneración deseable, generalmente de 10 a 20 m. Dentro de estas franjas, se cortaron todas las malezas y las especies indeseables con dap de 10 a 20 cm, pero no se abrieron grandes claros (Boerboom 1964). Algunas veces se podaron los árboles de futura cosecha. Las franjas se trataron dos veces en los primeros dos a tres años, después de la primera corta de liberación. Tres o cuatro años más tarde, después que la mayoría de los árboles envenenados habían desaparecido, se eliminaron los deseables pequeños e inapropiados. No existen evidencias de que, desde el punto de vista económico, esta práctica sea exitosa, pero estimula la regeneración de especies exigentes de luz que deben madurar en un período de 30 a 40 años.

Antes de 1960, se efectuaron pruebas de liberación a lo largo del Amazonas (Pitt 1961b). Los resultados fueron prometedores con *Virola*, una especie cuya regeneración ya estaba presente en parches, y *Goupia*, una especie poco usada en Surinam, pero prometedora que surge en los claros del dosel de los bosques bajos del Amazonas.

En Puerto Rico, las prácticas de liberación evolucionaron desde juicios totalmente subjetivos a algo más adecuado (Wadsworth 1947a, 1958). Entre 1930 y 1950, se dio énfasis a la reducción de la densidad mediante la eliminación de lo que parecían árboles improductivos, incluso árboles maduros y sobremaduros, de forma pobre y de especies inferiores. No todos los bosques no productivos podían ser eliminados con un sólo tratamiento sin incurrir en una seria invasión de malezas. En 1958, las directrices imperantes eran las siguientes:

- Aplicar tratamientos sólo en bosques donde las copas de los árboles se tocan.
- Limitar los claros del dosel a diámetros de 8 m, a excepción de donde se requiere la eliminación de un sólo árbol grande. No se deben eliminar árboles adyacentes a tales claros.
- Cosechar o eliminar árboles con dap >50 cm, pero sólo selectivamente en grupos densos de especies comerciales.
- Maximizar la representatividad de especies deseables para madera aserrada en la próxima cosecha.
- Mantener una mezcla de especies deseables para la próxima cosecha.
- Tratar de mantener una estructura equilibrada, con áreas basales aproximadamente iguales en cada clase diamétrica de 10 a 50 cm.
- Eliminar árboles que dominan a árboles de futura cosecha.
- Dejar un espacio libre de 2 m como promedio para las copas de los deseables.
- Eliminar especies inútiles y las que sólo se pueden usar como leña.

Sólo los bosques que contienen al menos 100 árboles por hectárea con ≥ 10 cm dap, constituidos por especies deseables recibieron tratamientos silviculturales en Puerto Rico. Se demarcaron provisionalmente cuarteles de prueba abarcando superficies cuadradas de 0,04 ha en forma lineal con 20 m de separación. Dentro de cada cuadrado se seleccionaron hasta diez árboles de futura

cosecha, los cuales debían estar en una lista de 25 especies, tener un dap de 10 a 50 cm, un tronco derecho de al menos 5 m, y una distancia de al menos 2 m de otro árbol de futura cosecha. Para seleccionar los árboles se dio prioridad a su posición en la lista de especies; sin embargo, para preservar la diversidad, no se seleccionaron más de cuatro por especie, a menos que el número total fuera menos de diez. Luego, los árboles se jerarquizaron de acuerdo con su altura comercial, dap y la regularidad de su espaciamiento. A continuación, se liberó cada árbol eliminando a todos los competidores que no fueran árboles de futura cosecha y cuya altura era igual o mayor que la del árbol seleccionado, y cuya posición era más cercana que el espaciamiento indicado en el Cuadro 4-13.

El cuadro 4-13 se elaboró empíricamente mediante observaciones y otros datos sobre el área basal máxima que permite un crecimiento rápido del árbol individual. El área basal máxima tolerable es menor para los árboles pequeños que para los que están alcanzando la madurez. En el momento en que se desarrollaba este cuadro, todavía no se reconocía la influencia de la razón diámetro de copa/dap, pero se descubrió más tarde que los espaciamientos seleccionados (triangulares) correspondían estrechamente al área basal máxima deseable de la especie principal, *Dacryodes excelsa*, con base en su razón de copa/dap de 19. Las razones para un grupo de especies son: 26 para árboles de 10 cm dap y 20 para árboles maduros (dap de 60 cm). En el cuadro, las separaciones mínimas se han redondeado para facilitar su uso en el campo.

Cuadro 4-13.—Guía del espaciamiento para la liberación de árboles de futura cosecha en Puerto Rico

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

Fuente: Wadsworth 1958.

^a D = dap de un árbol de futura cosecha y d =dap de cada uno de sus vecinos no manejados.

Un bosque liberado por esta técnica quizás no tenga una apariencia tan linda como la de otro en que se han eliminado todos los árboles aparentemente no productivos, porque quedan los árboles que no interfieren con los de futura cosecha. Sin embargo, ya que esos árboles son de menor altura que los de futura cosecha, no se cree que su presencia disminuya la productividad, por lo que su eliminación inmediata se considera innecesaria. Si no se los toca, aportan diversidad y quizás ayuden a estabilizar el ecosistema y posiblemente aún a aumentar el valor comercial.

En Puerto Rico se buscaba repetir la liberación a intervalos de diez años. A medida que los árboles restantes crecen, una mayor cantidad de árboles que no pertenecen a la futura cosecha inciden en el espacio requerido por estos, por lo que deben ser eliminados. Tarde o temprano, se debe elegir entre los árboles de futura cosecha, y eliminar los excedentes (o cosecharlos si son de tamaño comercial). Los que estén menos sincronizados en cuanto a la fecha eventual del aprovechamiento son los que menos vale mantener en el rodal.

Esta técnica silvicultural quizás parezca compleja e impráctica. Los equipos de campo pueden estimar el dap y el espaciamiento de la mayoría de los árboles casi que al ojo, midiendo sólo los que se aproximan a los límites. En Sarawak, donde el sistema ha sido aplicado a miles de hectáreas, los equipos han abandonado el trazado de mapas para las parcelas, y juzgan el espaciamiento de los árboles deseables con base en su experiencia inicial.

Los resultados del tratamiento en términos de rendimiento y ganancias financieras todavía no se conocen. El tratamiento inicial quizás requiera 5 d/ha con un equipo de tres personas. Los tratamientos subsiguientes requieren menos tiempo, si los árboles de futura cosecha mantienen sus marcas de pintura y hay una menor cantidad de árboles por extraer.

En Sarawak, una técnica similar, es el “raleo de liberación”. Se seleccionan los árboles de futura cosecha en rodales talados de dipterocarpáceas en colinas. Luego, se libera cada árbol, reduciendo el área basal que lo circunda para estimular un crecimiento rápido, como en Puerto Rico (Hutchinson 1980). Este tratamiento casi inmediatamente estimula el crecimiento de los árboles expuestos a la luz directa del sol (Cuadro 4-14). El aumento del crecimiento promedio

Cuadro 4-14.—Respuesta de las dipterocarpáceas a la liberación en Sarawak (cm)

Clase diamétrica	Incremento diamétrico medio anual durante 4 años	
	Sin liberar	Liberado
10–14	0.57	0.79
20–24	0.52	0.72
30–34	0.54	0.72
40–44	0.61	0.79
50–54	0.71	0.88
60–64	0.81	0.98

Fuente: Bryan 1981.

fue del 29%; en contraste, los árboles que habían estado dominados presentaron un incremento de 125 a 160%.

Las cortas de mejoramiento no siempre se adecúan a las expectativas. El supuesto de que tales tratamientos acelerarían el crecimiento de los buenos árboles del bosque residual y estimularían la regeneración de especies seleccionadas no fue válido en todas partes. Se necesitan más pruebas para demostrar que la manipulación del dosel para mejorar la posición de la copa de un árbol grande aumentaría el crecimiento, o que al reducir el área basal circundante se obtendría un efecto similar.

En los bosques dipterocarpáceos de Filipinas, los resultados de las cortas de mejoramiento han sido más favorables. El tratamiento de bosques residuales mediante la corta de trepadoras, anillamiento de árboles defectuosos y liberación de árboles seleccionados

aumentó el crecimiento tres veces, lo que augura un ciclo reducido (Utlæg y Reyes 1967). Pero en Sabah durante los primeros cinco años después de la liberación, la aceleración del crecimiento de los árboles grandes no fue el esperado (Fox 1972). Sin embargo, los brinzales con dap de 10 cm o menos, si reaccionaron positivamente a la liberación.

La aplicación del raleo de liberación de Hutchinson (1993a) a bosques secundarios mixtos en Costa Rica produjo aún mayores evidencias de un crecimiento inicial acelerado, como resultado del tratamiento. El incremento basimétrico porcentual se duplicó en 17 meses.

Todavía no se ha pronunciado la sentencia sobre la magnitud y duración de los efectos de la liberación, pero estudios recientes continúan indicando que los cultivos liberados maduran más rápido que los no liberados. Según Uebelhor *et al.* (1989), las dipterocarpáceas de Filipinas liberadas de las copas de árboles competidores, redujeron las rotaciones, con un dap de 60 cm, entre 10 a 15 años, y que los beneficios fueron mayores para los árboles más pequeños. Según informes del Consejo Internacional de Maderas Tropicales –ITTC, por sus siglas en inglés- los resultados de la liberación de dipterocarpáceas en colinas de Sarawak a los ocho años, sugieren reducciones de cinco a diez años en el ciclo de corta (Anón. 1990b).

En Nigeria, la corta de trepadoras después de la extracción y el envenenamiento de árboles en la mitad del dosel superior liberaron 16 especies de valor económico (Cuadro 4-15). La gran cantidad de árboles grandes hace que una regeneración decreciente tenga poco significado.

Cuadro 4-15.—Cambios postcosecha en un rodal de 16 especies económicamente valiosas liberadas mediante la corta de trepadoras y envenenamiento de la vegetación a media altura del dosel superior, en Nigeria

Tamaño del árbol		Número de árboles por hectárea	
Altura (m)	Dap (cm)	Inmediatamente después del aprovechamiento	Seis años más tarde
0–1	— ^a	51	23
1–3	— ^a	118	36
3	10	63	129
— ^a	10–60	19	34

Fuente: Henry 1956.

^aSin medir.

Un estudio de dos parcelas liberadas de 0,1 ha en un bosque subtropical muy húmedo de Puerto Rico prueba una aceleración rápida (Anón. 1953b). Inmediatamente después de la liberación, estas parcelas tenían 1961 árboles por hectárea con dap de >5 cm (en promedio 12,2 cm) y un área basal de 23 m²/ha. Cinco años más tarde, las mismas parcelas tenían 2601 árboles por hectárea (640 ingresos) y un área basal de 30 m²/ha. El crecimiento anual promedio del dap fue de 0,34 cm/año para todos los árboles y 0,58 cm/año para los dominantes y codominantes. El volumen subió de 101 m³/ha a 140 m³/ha, o 7,8 m³/ha/año.

Otra prueba en Guayana (John 1961), determinó el promedio del crecimiento de tres clases de dosel de *Virola surinamensis* durante 18 meses después de la liberación (Cuadro 4-16). En este estudio, al contrario de lo que sucedió en Nigeria, los árboles subordinados aceleraron su crecimiento mucho más que los dominantes.

En Surinam, el envenenamiento de los árboles indeseables hasta un dap de 10 cm, estimuló el crecimiento de todos los árboles hasta 50 cm (Schulz 1960). Algunos de los árboles de crecimiento rápido, tales como *Goupia glabra*, cuyas alturas eran de 5 m o más, podrían liberarse adecuadamente con un sólo tratamiento. Para árboles más pequeños el tratamiento se debe repetir; especialmente para especies exigentes de luz, como *Schefflera morototoni* y *Simarouba amara* (Schulz 1967). La eliminación del estrato superior puede aumentar diez veces el crecimiento de la altura de los brinzales y latizales de las especies deseables.

Synnott (1979) al revisar los resultados generales, pero especialmente los del África, llegó a la conclusión de

que la tala o el envenenamiento producen un crecimiento medio más rápido en todos los árboles remanentes, incluyendo a los deseables sobresalientes y grupos de especies individuales. Hubo un caso, en que el crecimiento más rápido de los árboles restantes hizo más que compensar los efectos del área basal reducida, de tal modo que el crecimiento neto del área basal aumentaba mientras que el área basal original se reducía.

La liberación, y todos los tratamientos de refinamiento, es cara y conduce a rendimientos futuros lejanos. Un análisis en Sarawak, sin embargo, añade una dimensión importante a estos beneficios. Laursen (1977) concluyó, que el aumento del crecimiento debido a la liberación en los bosques residuales talados de Sarawak, podía por último generar diez días de empleo por año para el procesamiento primario de la madera, por cada día de trabajo dedicado al tratamiento.

Raleos. Los raleos son cortas efectuadas en rodales inmaduros, principalmente para aumentar el crecimiento del diámetro, pero también para mejorar la forma de los árboles remanentes (Ford-Robertson 1971). A pesar de esta amplia definición, el término “raleo” por lo general se aplica a rodales donde los árboles son todos de tamaño similar; típicamente plantaciones de edad uniforme. Los raleos por consiguiente tienen que ver con la competencia lateral entre árboles de aproximadamente la misma altura, en contraste con la liberación que reduce la competencia principalmente desde arriba. En bosques secundarios, sólo los rodales jóvenes voluntarios o grupos localizados de árboles son de tamaño uniforme, por lo que el raleo constituye una entre varias formas de mejoramiento en tales bosques. Sin embargo, los resultados del raleo en los bosques secundarios generalmente se confunden con los de la liberación, porque en bosques irregulares los dos métodos se mezclan inextricablemente.

Los bosques raleados (al menos en la zona templada) presentan una tasa de respiración menos relativa a la asimilación que los bosques sin ralear. En parte, su crecimiento quizás sea más rápido por esa razón (Assman 1970). En los trópicos, donde la respiración rápida significativamente reduce la productividad primaria neta, este beneficio del raleo quizás sea más acentuado. Con el raleo también se acentúa el crecimiento de la parte inferior del tronco, lo que aumenta su forma cónica alargada.

Cuadro 4-16.—Reacción de *Virola surinamensis* durante 18 meses después de la liberación en Guayana (cm/yr)

Posición en el dosel	Incremento diamétrico medio anual	
	Sin tratamiento	Con tratamiento
Debajo del dosel	0.37	0.54
Dosel	.61	.88
Emergente	.87	.99

Fuente: John 1961.

Desde mucho tiempo se reconoce que el raleo debía formar parte del refinamiento. En Malasia, la estimulación del crecimiento de los árboles de futura cosecha, mediante la extracción de los árboles relictos, resultó inadecuada, por lo que se necesitaron más raleos (Wyatt-Smith 1963). En Sabah, se prescribieron en 1965 anillamientos, tanto de árboles no comerciales como de árboles comerciales defectuosos con >5 cm dap, para abrir grupos densos de árboles (Nicholson 1965b). Cortas de selección tempranas en Nigeria incluían el raleo de especies deseables (Osafo 19870).

Una limitación del raleo es el efecto que tiene de abrir el dosel. Los raleos demasiado fuertes pueden fomentar el crecimiento de especies oportunistas y trepadoras. En los bosques perennes de las colinas de Tailandia, el hecho de abrir el dosel más del 30% en laderas con declives de 20 a 25% produjo serias erosiones (Ruangpanit 1975).

Palmer (1975) ofreció una guía del nivel de raleo capaz de estimular el crecimiento y sugirió que se mantuviera el área basal a menos de dos tercios del máximo. Donde existe un mercado para los raleos, tal tratamiento produce ganancias. En las tierras bajas de los trópicos, se ha reconocido un área basal máxima de casi 25 m²/ha para árboles de crecimiento rápido en bosques mixtos de especies latifoliadas (Dawkins 1961b). Como indican las prescripciones de Puerto Rico, aún los límites más bajos pueden aplicarse a árboles pequeños. No hay pruebas de que la tecnología sea capaz de aumentar estos límites, aunque en realidad no se ha efectuado ningún intento al respecto.

En Ghana, la gran densidad de los rodales retarda el crecimiento, mientras que una densidad media favorece a los árboles tolerantes para el mercado de exportación, y una densidad baja favorece a los árboles exigentes de crecimiento rápido (Danso 1966). Se necesitan raleos bien regulados y frecuentes; aún así, la eliminación de especies no comerciales solamente no necesariamente hace que las especies comerciales desarrollen sus copas.

Arboricidas. El uso de herbicidas químicos para eliminar árboles en los trópicos aparentemente fue introducido de la zona templada. El arsenito de sodio, a pesar de su gran toxicidad, y la pérdida ocasional de vidas humanas asociada a su uso en el contexto forestal, se aplicaba en gran parte de los trópicos en el pasado. Este producto se siguió usando, a pesar que se

descubrieron otros herbicidas, cuyo uso era más seguro y cuya incidencia, como contaminante ambiental, era menos persistente. Esa continuidad se debe a varias razones: en Ghana y en Sierra Leona, el arsenito de sodio fue más efectivo y menos caro (Anón. 1958f, Pickles 1958). King (1965) lo favorecía por la ventaja que acarrea (para el presupuesto nacional) al no tener que importar solventes. Como polvo soluble, era fácil de transportar y de mezclar con el agua disponible en el sitio.

En los bosques de lo que hoy es Malasia, el arsenito de sodio eliminó en el transcurso de 12 meses del 70 al 80% de los árboles tratados (Strugnell 1937, Wyatt-Smith 1960b). En una prueba de árboles con dap entre 30 y 90 cm, otras sustancias químicas sólo eliminaron el 25% de los árboles después de 21 meses y fueron particularmente ineficaces con árboles grandes, de corteza gruesa y raíces tabulares.

En climas muy húmedos, el arsenito de sodio también fue más confiable que otros arboricidas (Dawkins 1961b); pero, el producto tiene otras desventajas aparte de su toxicidad.

Mientras que King (1965) favorecía su capacidad de efectuar una eliminación rápida, Durant (1936) y Dawkins (1958a) consideraban que esto era una desventaja, pues producía una apertura del dosel breve y repentina, en vez de gradual y duradera. Además, el arsenito no elimina árboles grandes si no se hacen anillamientos completos, algo difícil de cumplir en ciertos árboles e innecesario con otros arboricidas.

Hace décadas que ya se emplean arboricidas orgánicos. Muchas sustancias químicas se han retirado del mercado, incluso el arsenito de sodio, debido al peligro ambiental que representan, mientras que muchas otras son de carácter sospechoso. Aquí sólo se citan observaciones generales. Antes de proceder con una aplicación extensa, se deberían efectuar ensayos a nivel local.

En Uganda se eliminaron muchos árboles en cinco meses y medio, aplicando simplemente diesel en los cortes (Dawkins 1958a). Las aplicaciones de diciembre a febrero parecían tener un efecto más rápido que las de marzo a agosto.

En Malasia, soluciones al 3% de 2,4-D mezcladas con 2,4,5-T y soluciones al 5% de 2,4,5-T solamente,

mezcladas con diesel y aplicadas sobre la corteza intacta no eliminaron a los árboles grandes de raíces tabulares (Wyatt-Smith 1960b). En árboles grandes, aún con anillos completos una solución del 2% de 2,4,5-T tampoco fue efectiva, y sólo el 25% de los árboles con dap entre 30 y 90 cm murieron 21 meses después del tratamiento. La aplicación de rocío sobre corteza sin dañar también fue ineficaz en las regiones del África de habla francesa (Catinot y Leroy-Deval 1960) (La sustancia química 2,4,5-T ya ha sido retirada del mercado estadounidense).

En Puerto Rico, la efectividad de los arboricidas orgánicos ha variado con las especies de árboles; algunos géneros como *Mangifera* y *Eugenia* (Myrtaceae) son particularmente resistentes.

Bajo ciertas circunstancias es necesario eliminar el bambú. *Bambusa gigantochloa* ha sido eliminada con una aplicación basal de clorato sódico (una solución al 20%), TCA (una solución al 10% del tricloroacetato de sodio), dalapon (5%) y amatrole (5%); este último fue el más efectivo (Burgess 1975).

Inquietudes recientes sobre el daño ambiental causado por los tratamientos químicos ha puesto en duda el uso de arboricidas. Se han citado los posibles efectos secundarios sobre el suelo, organismos acuáticos y fauna superior, y aún se ha sugerido pérdida acelerada de nutrientes (Barclay-Estrup 1972). El hecho que los métodos manuales de extracción de la vegetación indeseable proporcionan más empleo que los métodos químicos, también se menciona como una desventaja de los arboricidas. Ciertas inquietudes resultan de la silvicultura misma, incluso quejas de que al extraer la vegetación del estrato inferior se elimina la cobertura y el alimento de la fauna. La extracción de especies "inferiores" también se ha puesto en duda, pensando que debe contribuir en alguna forma con el ecosistema y que podrían ser comerciales en el futuro.

El uso de arboricidas químicos en la silvicultura debe ser cuidadosa y racionalmente planificado. Todos los peligros potenciales deben ser bien entendidos y tolerables. El objetivo principal de la silvicultura es mantener o mejorar el sitio; lo que implica una preocupación por el ecosistema por encima de la mera obtención de mercaderías. Si hay serias dudas en cuanto a la superioridad de los arboricidas, la medida más prudente sería el anillamiento sin aplicaciones químicas.

Cualquier programa silvicultural que usa arboricidas debe cumplir con dos requisitos: seguridad e investigación. Las medidas de seguridad deben reflejar un conocimiento a fondo de las propiedades químicas de los productos y de las prescripciones para su uso, para evitar que se exponga a la sociedad a serios peligros. La investigación se debe orientar, tanto hacia los efectos directos e indirectos de todos los herbicidas, como a la manera en que las aplicaciones se pueden hacer con mayor seguridad y eficacia en función de los costos.

Rendimientos

El propósito del tratamiento silvicultural de bosques secundarios inicialmente era su rentabilidad eventual (Barnard 1954). Sin embargo, al comparar la producción de los bosques secundarios con la de otros cultivos se llegó a la conclusión, en Malasia, que la práctica de mantener los bosques puramente por su productividad es de carácter dudoso (Wycherley 1969).

Los datos sobre el rendimiento de los bosques tratados todavía no son adecuados como para definir los límites superiores de la productividad de madera en los bosques secundarios. Mientras tanto, las opiniones al respecto son muy distintas. Algunos suponen que los rendimientos de los bosques naturales manejados en última instancia serán iguales a los de plantaciones con las mismas especies en sitios similares (Poore 1968). Otros (Leslie 1977) dudan que aún las proyecciones silviculturales más optimistas sean capaces de mejorar el rendimiento económico de los bosques naturales lo suficiente (en relación con otros tipos de uso de la tierra) como para justificar su manejo sólo para la producción de madera.

Los bosques húmedos secundarios refinados que contienen las especies más productivas parecen capaces de rendimientos de 4 a 10 t/ha/año de madera del fuste, y un 50% más si se incluye la madera de las ramas (Dawkins 1964b) —la diferencia entre estos y los bosques sin tratar es más de calidad que de cantidad. Los resultados varían enormemente con la historia del bosque. Wyatt-Smith (1987a) llegó a la conclusión que un bosque húmedo tropical rinde un promedio de 2 m³/ha/año, y que el tratamiento silvicultural puede aumentarlo a 6 m³/ha/año. Lowe (1984) concluyó que un bosque natural alto de Nigeria podría producir sólo 40 m³/ha/año en 40 años. La productividad de un bosque de dipterocarpáceas en Filipinas después de extraer entre 9 y 15% de los árboles madereros, varió de

5 a 6 m³/ha/año (Miller 1981). Sin embargo, la extracción del 23% de los árboles madereros causó tanto daño al bosque residual que, después de la extracción, la mortalidad superó al crecimiento durante siete años. En los bosques muy húmedos de las tierras bajas de Colombia, la regeneración natural 15 años después de la tala rasa rendía 54 m³/ha de madera de pulpa a partir de árboles con \geq 10 cm dap, un promedio de 3,6 m³/ha/año (Ladrach 1983).

Aunque los rendimientos madereros de los bosques tropicales secundarios quizás sean inferiores a los de las mejores plantaciones, las inversiones requeridas también son menores y más en concordancia con los recursos financieros disponibles (Palmer 1975). En Sarawak, por ejemplo, los raleos de liberación en un bosque de dipterocarpaceas prometían una segunda cosecha en casi 30 años, en comparación con el turno de 60 años o más, si no se efectuaba ningún tratamiento (Hutchinson 1980).

La dificultad de cuantificar la productividad potencial de los bosques secundarios, particularmente en comparación con las plantaciones puras, complica la justificación del tratamiento silvicultural. Ya que no existen anillos anuales, es difícil obtener datos confiables de crecimiento, y los datos disponibles rara vez se pueden aplicar con certeza a muchos sitios o a muchas especies, y menos aún pueden atribuirse al tratamiento. Los datos de rodales no manejados no son comparables con los de plantaciones bien manejadas, pues el cuidado intensivo que tales plantaciones normalmente reciben invalida las comparaciones. Otras comparaciones con base en el volumen pueden también ser poco válidas porque los productos de los bosques secundarios quizás tengan un valor intrínseco más alto por unidad de volumen, que los de las plantaciones.

El crecimiento de los árboles en los bosques secundarios sin tratamiento es sin duda más lento. Una limitación básica de la mayoría de las angiospermas tropicales es su necesidad de bajas densidades para tener un crecimiento rápido (Dawkins 1961b). El crecimiento rápido requiere la iluminación directa de las copas de los árboles, una condición que no se da para la mayoría de los árboles tropicales en bosques sin tratamiento, y si ocurre a raíz de una catástrofe natural, es de corta duración. Por consiguiente, a medida que el área basal de los bosques secundarios aumenta hasta un máximo, el crecimiento diamétrico de los árboles

declina. Las desilusionantes tasas de crecimiento lento son aparentemente universales, ya que se reportan en la India (Khan 1946, Page 1948), el archipiélago de Melanesia Fidji (Cottle 1957a, 1957b), el este del África (Pudden 1957a), Sudán (Jackson 1960), Guayana (John 1961, Prince 1973), y Puerto Rico (Crow y Weaver 1977).

En los bosques talados de Nigeria, *Khaya grandifoliola*, un árbol conocido por su potencial de crecimiento, necesitaría 80 años para alcanzar un dap de 50 cm (Dawkins 1961c). Las tasas de crecimiento diamétrico de especies comerciales en el bosque pluvial del noreste de Australia alcanzaron promedios de menos de 0,2 cm/año (Haley 1954). En Kenia, ensayos con una variedad de especies de árboles nativos demostraron que su crecimiento era demasiado lento, para ser económico (Anón. 1952h).

En el hemisferio occidental, *Virola surinamensis*, en Guayana creció durante 20 años después del aprovechamiento, a razón de 1,3 cm/año para árboles emergentes, 0,9 cm/año para árboles del dosel, y 0,6 cm/año para los del estrato inferior (John 1961). De manera similar, *Ocotea rodiaei* en Guayana creció un promedio de 0,4 cm/año (Prince 1973). En Puerto Rico, los registros efectuados durante 18 años de 20 especies en bosques talados demostraron que el promedio del crecimiento anual del dap de especies dominantes y codominantes era menos de 0,8 cm/año (Crow y Weaver 1977).

De esto se desprende que es necesario obtener mayores rendimientos de los bosques naturales en los trópicos. Un enfoque es concentrar el manejo en los sitios más productivos. Otro, aumentar el mercadeo de especies poco usadas de crecimiento rápido. Cualquiera que sea el enfoque, debe ser complementado con tratamientos de liberación que estimulen a los árboles para que alcancen su potencial de crecimiento.

Bosques pantanosos de agua dulce

Los bosques de pantanos, aquellos que se inundan parte del año o tienen una capa freática muy cerca de la superficie, generalmente no han recibido la atención debida de los especialistas en silvicultura. Su extensión de casi 160 000 km² en Sudamérica solamente (Lanly 1982), es mucho menor que la de los bosques de tierras altas, pero su posible importancia como fuente de madera, quizás sea mayor de lo que su extensión indica. Muchos de ellos son más accesibles que los bosques de tierras altas y su conversión a otros usos es menos prob

able. Sin embargo, el manejo de estos bosques para la producción de madera rara vez se ha emprendido en los trópicos de este hemisferio.

En particular, se ha prestado poca atención a los bosques pantanosos que reciben los sedimentos de ríos y que cada año disfrutan de depósitos de nutrimentos, capaces de sostener la productividad. Se han efectuado estudios ecológicos de algunos de los bosques de *varzea* e *igapó* a lo largo del Amazonas, pero se han utilizado sólo unas pocas especies madereras.

Los bosques de los pantanos de turba son extensos en Malasia, particularmente en Sarawak, región forestada con *Shorea albida*, una dipterocarpacea que produce madera útil, aunque muchos de los árboles viejos están huecos. En algunos sitios, la tala rasa de los bosques del pantano está controlada por restricciones de área y diámetro, pero no se han efectuado estudios silviculturales formales. Los informes, provenientes de Malasia, constatan que el crecimiento de tales bosques es lento (Wyatt-Smith 1961b).

Manglares

En Malasia, el manejo sistemático de los manglares se inició en 1904 (Kader 1979). Hace casi 70 años, se describieron 17 especies principales y 23 secundarias del manglar (Watson 1928). Los productos extraídos eran leña, carbón, postes, pilotes, astillas y taninos. Grandes cantidades de astillas se exportaron, tanto de Sabah como de Sarawak (Kader 1979). Las especies del manglar de mayor importancia comercial mundial son las del género *Rhizophora* (Huberman 1959), aunque en Indonesia, las especies madereras preferidas han sido las de los géneros *Avicennia* y *Sonneratia*, seguidas por *Bruguiera*, *Rhizophora mucronata* y *R. spiculata* (Versteegh 1952).

Desde lejos, los manglares quizás parecen uniformes, pero en realidad varían mucho en cortas distancias, en respuesta a los tipos de suelo, niveles y calidad del agua de anegación, mareas, salinidad y grado de protección contra las corrientes marinas y la acción de las olas. Se han clasificado estas diferencias para la América tropical (Lugo y Cintrón 1975). Sin embargo, la mayoría de las discusiones del manejo de los manglares prestan poca atención a estas cuestiones fundamentales. Una excepción es la descripción de Noakes (1952) de los bosques de *Rhizophora* en lo que hoy es Malasia. Indica que *Rhizophora* prospera en zonas inundadas por las mareas altas regulares, pero con períodos secos de 4 a 8

días con cada marea muerta. Crece bien en suelos aireados, enriquecidos por especies pioneras, pero no prospera en suelos duros arcillosos, requiere al menos una cierta cantidad de arena y arroyos en las cercanías.

El manejo de los manglares ha buscado básicamente extraer madera en forma económica, sin poner en peligro la productividad futura. Las prácticas incluyen el uso de diámetros mínimos, tala rasa con o sin árboles productores de semilla, aclareos sucesivos y manejo de rebrotes. El sistema de selección se abandonó en lo que hoy es Malasia porque las dificultades del transporte dictaban que sólo se podían efectuar cosechas ligeras de poco valor (Finlayson 1951, Watson 1928).

Se propuso un sistema de dosel protector y manejo de rebrotes para los manglares de la India (Hall 1937). Se seleccionarían de 220 a 250 árboles estándar con dap de 20 cm, o de 100 a 125 árboles estándar con dap de 30 cm y la eliminación de todos los demás. Los árboles estándar serían extraídos unos pocos años más tarde, una vez que los retoños se hubieran desarrollado. No se conocen los resultados obtenidos.

Talas efectuadas cada 20 años en manglares de dos estratos — un sistema favorecido por Watson (1928) en Malasia — causaron serios daños al estrato inferior (Anón. 1948c). En una parcela de 4 ha, la extracción de 247 árboles por hectárea con dap de >20 cm, dejó solo 140 árboles sin dañar, o sea el 38% de los 370 árboles por hectárea con dap entre 10 y 20 cm. De estos, casi 90 se encontraban en grupos densos, donde no se podían efectuar cortas, dejando sólo aproximadamente 50 árboles por hectárea diseminados en otras partes. Experiencias como esta suscitaron el interés por efectuar talas rasas después de confirmar la existencia de una regeneración adecuada (Hodgson 1932).

El desarrollo de prácticas de cultivo alcanzó una etapa avanzada en los manglares de Perak, en lo que hoy es Malasia (Noakes 1951, 1952, 1957, 1958). Cortas de diámetros mínimos, ensayadas al principio con 10 a 12 cm dap, rindieron cosechas de árboles con dap de 14 a 24 cm. Este sistema resultó en una buena regeneración de *Rhizophora*, pero en algunas zonas vacías resultó caro replantar. Se ensayó, entonces, dejar un dosel ligero de 10 árboles semilleros o menos por hectárea, pero la apertura de claros grandes favorecieron a una especie menos deseable *Bruguiera parviflora*. Ambos métodos se abandonaron más tarde debido al daño excesivo producido por la corta. Cuando se ensayó dejar

árboles estándar, el resultado fue una gran mortalidad y muchos árboles derribados por el viento. El retorno a la tala rasa siguió favoreciendo a *Bruguiera*, pero siempre había una buena regeneración. Donde los mercados eran buenos, los raleos se guiaron con el uso de una "vara" o sea que donde había dos árboles muy cercanos el uno del otro, se extraía el que fuera más pequeño que la vara modelo. En bosques de 10 a 15 años, se usó una vara de 1,2 a 1,5 m de largo. A los 20 años la vara era de 1,8 m de largo y de 2,1 m a los 25 años. Esta técnica ingeniosa requiere una supervisión mínima.

En Tailandia, la extracción de todos los árboles maduros dejó zonas casi abiertas; por consiguiente, se aplicó una clase de aclareo sucesivo, que retenía la sombra del estrato superior (Banijbatana 1958). *Avicennia alba*, una especie exigente de luz y con pobre capacidad de rebrote, se regeneró en Adhra Pradesh, India mediante la tala rasa (Khan 1960).

En el hemisferio occidental, los que cosechan manglares rara vez se preocupan de la productividad futura. Sin embargo, la tala rasa experimental de *Laguncularia racemosa* en Puerto Rico, en franjas de 20 m de ancho, en forma perpendicular al viento prevaleciente produjo una regeneración de densidad total en dos años (Wadsworth 1959). No hubo daños perceptibles a causa de los árboles derribados por el viento a lo largo de los bordes de las franjas. Un rodal joven de árboles con un dap promedio de 4,3 cm, cuya área basal había sido raleada de 34 a 14 m²/ha, duplicó el crecimiento diamétrico promedio en tres años. El crecimiento se aceleró generalmente, aún en árboles cuyo dosel no había cambiado de posición.

Se desarrolló un programa para el manglar de Tamavenca en Venezuela (Luna 1976). La cantidad promedio de árboles con dap de ≤ 8 cm fue de 428 por hectárea, con un área basal que variaba de 10 a 40 m²/ha y un volumen promedio de casi 200 m³/ha. Se prescribió la tala rasa total para franjas alternadas de 50 a 300 m; las franjas restantes fueron cortadas después de 15 años. Los árboles se debían usar para producir postes telefónicos, madera de aserrar, parquet, tableros de partículas, carbón y tanino.

La humedad de los pantanos y la salinidad de los manglares impiden cambios excesivos en la composición de los bosques sucesionales, después de la intervención humana. La preocupación principal en cuanto a la regeneración se dirige más a la cantidad de árboles que a su composición.

Los manglares por lo general son prolíficos en cuanto a la producción de semillas. *Avicennia* (excepto *A. alba* en la India [Khan 1960]) y *Laguncularia* rebrotan profusamente. Las semillas de *Rhizophora* son vivíparas; esto es, germinan en el árbol padre y se liberan cuando están listas para enraizar. Otras, tales como *Avicennia* y *Laguncularia*, producen semillas fácilmente acarreadas por el agua, y cuando las inundaciones son frecuentes, no es necesario que los claros estén cerca de los árboles semilleros. La fructificación del *Rhizophora* en lo que hoy es Malasia comienza en el cuarto año (Noakes 1952). En Perak, Malasia, la regeneración natural de *Rhizophora* es común bajo los árboles, pero irregular en otras partes. Algunos claros producidos por la tala no regeneraron en diez años. Los fracasos de la regeneración de *Rhizophora* se deben en parte a los detritos flotantes y a lo difícil que es para los nuevos hipocotiledones penetrar el suelo. La regeneración de las plántulas de *Laguncularia racemosa* en Puerto Rico sobrepasó la altura de los retoños nueve años después del aprovechamiento (Wadsworth 1959).

Plantar *Rhizophora* en sitios no regenerados ha sido una práctica común en Indonesia (Versteegh 1952). Los espacios vacíos se plantan hasta dos años después de la tala. Las semillas de *Rhizophora* comúnmente se recogen del suelo. Plantitas silvestres de 60 cm de altura también se han usado con éxito en Puerto Rico (Holdridge 1938). Los cangrejos produjeron daños a las plántulas sembradas en Malasia (Noakes 1952); en Tailandia, se protegieron de los cangrejos envolviendo los hipocotiledones en hojas plásticas (Anón. 1976i).

El helecho gigante *Acrostichum aureum* constituye un problema porque tiende a esparcirse en las zonas abiertas de los manglares, lo que interfiere con la regeneración. El helecho se desarrolla en dos formas, una grande y otra pequeña (Noakes 1952). Además, reacciona rápidamente a la luz plena. Si no hay plántulas presentes cuando invade, ninguna podrá entrar más tarde, a menos que haya algún árbol semillero directamente sobre la zona del aclarado. Esta amenaza dio raíz a uno de los argumentos iniciales que favorecían la retención de los aclareos sucesivos, porque el helecho se podía controlar con facilidad con una sombra ligera (Finlayson 1951; Noakes 1951, 1952). Su extracción es poco práctica porque se encuentra íntimamente mezclado con las plántulas establecidas (Noakes 1958). En Malasia, el helecho actúa como "nodriza" de las plántulas ya establecidas en su interior (Noakes 1951).

Un manual para el manejo de los manglares resume información sobre políticas, planificación, manejo para madera, rehabilitación, regeneración y consideraciones económicas (Hamilton y Snedaker 1985). Una segunda publicación más reciente esboza métodos de investigación (Cintron y Schaeffer-Novelli, sf).

A pesar de la rapidez aparente con que los manglares vuelven a colonizar un sitio aclarado, el crecimiento diamétrico del árbol individual en bosques sin raleo es lento. En Malasia, se determinó un incremento de menos de 1 cm/año en árboles de menos de 10 cm dap; para árboles más grandes el incremento era inferior a 0,5 cm/año (Noakes 1958). El promedio anual de incremento volumétrico culmina a los 25 años aproximadamente; el máximo en las mejores zonas es de 10 m³/ha/año; el promedio es mucho menor. Árboles cuyo dap es de 12 a 25 cm tienen una rotación de 30 años (Noakes 1957). Las rotaciones previas de 30 a 50 años se redujeron a rotaciones de 20 a 30 años para cumplir con la creciente demanda por leña. Los rendimientos de los manglares de Matang en la península de Malasia a los 30 años variaban de 3,5 a 7,8 m³/ha/año para leña, a lo que se añade el producto de los raleos (Christensen 1983).

Los manglares del Archipiélago de Melanesia de Fidji se han dividido en compartimentos y se trabajan en rotaciones de 40 años para producir postes (Anón. 1950c), con raleos a los 15, 25 y 35 años, los cuales producen postes de 0,9, 1,5 y 2,4 m respectivamente.

En el neotrópico, el crecimiento de los manglares no es más rápido que en el hemisferio oriental. En Puerto Rico, un rodal de *L. racemosa* que había alcanzado el tamaño de árboles para postes registró un incremento promedio del dap, en un período de tres años, de 0,46 cm/año para los árboles dominantes, 0,40 cm/año para los codominantes, 0,24 cm/año para los intermedios y 0,17 cm/año para los árboles suprimidos (Wadsworth 1959). Un registro de 14 años en el mismo rodal arrojó un promedio de 0,37 cm/año para *L. racemosa* y 0,29 para *Avicennia germinans* (Weaver 1979b).

Bosques secos

Los bosques secos, clasificados por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) como bosques deciduos, muy secos y desérticos (Anón. 1993b), constituyen el 5% de los bosques de la América tropical pero generalmente se los ignora. Este tipo de bosques se concentra en África y

Asia, pero también son comunes en las laderas del Pacífico centroamericano, en el este del Brasil y en otras partes del neotrópico, como el Gran Chaco del Paraguay. Las prácticas de manejo que más éxito han tenido en África y Asia han sido el manejo de rebrotes y la protección contra incendios.

Probablemente la información más completa recopilada en cuanto al manejo de bosques secos sea la de la India. En Madhya Pradesh, los bosques deciduos secos se han manejado satisfactoriamente desde 1830 con un sistema de rebrotes o tallar con reservas (coppice-with-reserves system), mediante el cual se permite que los árboles de calidad crezcan durante dos rotaciones de retoños (Sagriya y Nath 1968). Donde los árboles fueron protegidos y manejados, su valor aumentó rápidamente. Además, mejoró la calidad del sitio y las especies principales se regeneraron. Al contrario, en los sitios sobreexplotados, o donde no se controlaron incendios y pastoreo, la producción decayó.

El sistema de rebrotes con reservas surgió de las imperfecciones del sistema anterior de rebrotes con estándares (coppice-with-standards system), el cual se usó en la India desde 1905 (Chaturvedi 1963). La diferencia principal es que se redujo la distinción entre los dos estratos; bajo el sistema más nuevo el estrato superior puede incluir árboles buenos de casi cualquier tamaño. El sistema se diseñó para cumplir con la demanda de tamaños pequeños y medianos, postes, leña y forraje. La rotación comúnmente dura de 30 a 40 años, con raleos entre los 15 a 20 años. Gran parte de la regeneración de ambos estratos proviene de los retoños aunque las plántulas, donde las hay, también caben en el sistema.

Según Tiwari (1968), este sistema se usó donde: 1) las especies valiosas son escasas pero rebrotan vigorosamente y son exigentes de luz; 2) hay buenas razones para manejar rebrotes, como cuando los árboles son muy mal formados. El sistema no es aplicable cuando: 1) las especies valiosas son tolerantes a la sombra; 2) hay peligro de invasión por árboles, malezas o pastos indeseables y nocivos de crecimiento rápido; 3) no se mejora la composición de las especies; 4) existe poca demanda por los árboles talados; 5) la protección contra incendios y pastoreo es imposible.

En Paquistán, se estimuló la regeneración de los bosques secos ribereños de *Dalbergia sissoo* estableciendo a lo largo zanjas de 25 cm de

profundidad y a una distancia de 12 m de cada cepa de *D. sissoo* (Paul 1953).

En el Alto Nilo, se taló y quemó el bosque dejando algunos árboles semilleros; con la estación lluviosa se produjo una densa regeneración de retoños y plántulas de *Acacia* y *Zizyphus*. Aún así, puede surgir una densa cobertura de pastos (Anón. 1954a). En las sabanas de Sudán y Guinea, la protección contra el fuego durante diez años fue suficiente para obtener postes y leña suficientes para abastecer las necesidades de la población local (Tilton 1961). La germinación de *A. senegal* en tales zonas se estimuló con la ocurrencia de lluvias durante la época de sequía, ya que aguaceros ligeros y frecuentes son tan importantes como la cantidad de precipitación total (Obeid y Seif el Din 1971).

En las regiones secas de Uganda y norte de Nigeria, la protección total contra incendios parece ser el único modo de fomentar la reinserción de los bosques (Anón. 1952m). En los terrenos boscosos de *Isobertinia*, la protección contra incendios también ha mejorado el desarrollo y la diversidad del dosel. En la zona de sabana adyacente se logró el crecimiento de un bosque en solo diez años libres de incendios (Anón. 1951b). Los suelos son demasiado pobres para sostener plantaciones forestales, por lo que los bosques nativos deben permanecer para proteger el suelo y el agua (Kemp 1963). Las zonas taladas pueden ser cultivadas al final de la estación húmeda, pero después deben ser protegidas contra los incendios durante diez años para producir un nuevo bosque. Aún así, la quema de otoño puede destruirlo por completo; la quema de primavera es más tolerable. La regeneración natural se efectúa por rebrotes de tronco y raíz (Paul 1953).

Los terrenos boscosos extensos de miombo en las tierras altas del este del África son similares en apariencia a los bosques de árboles deformados de los cerrados del Brasil, aunque los primeros reflejan principalmente las influencias climáticas, y los segundos, los efectos del suelo. En la zona cuprífera de Zambia, antiguamente el norte de Rodesia, en apariencia estos bosques han mantenido su estabilidad durante los últimos 500 años (Fanshawe 1956a, 1956b). Antiguamente se cultivaban alimentos en casi el 90% de la zona, la cual es arrasada por incendios todos los años. Cuando el bosque se tala para obtener maderos para vigas de las minas, estacas, postes o leña, las plántulas generalmente sobreviven pero crecen más lentamente que los retoños. Los

rebrotos tienen éxito si los incendios no han generado demasiado calor, y pueden producir dos o tres cosechas con una rotación de 40 años. Un estudio durante cinco años del miombo de Tanzania reveló que la regeneración de las plántulas era muy buena si no se había quemado, y casi tan buena si la quema no era en años consecutivos y se efectuaba tardíamente (Kimber 1963).

Un experimento en la zona cuprífera de lo que hoy es Zambia comparó tres tratamientos: 1) explotación convencional de madera para uso en las minas; 2) extracción de toda la madera para leña, dejando sólo los árboles de futura cosecha; 3) conversión a un bosque de selección. El tratamiento (2) produjo el mayor aumento del crecimiento después de 20 años (Storrs 1956). Sin embargo, las tasas de crecimiento comenzaron a declinar después de 10 a 15 años, lo que sugiere que se necesitaban mayores tratamientos. Cuando se dejaron 12 a 50 árboles estándar por hectárea y se taló el resto del bosque, los estándares reaccionaron bien produciendo un crecimiento más rápido (Fanshawe 1956a).

A medida que se desarrolló la silvicultura de los bosques de miombo, se hicieron distinciones de sitio y de mercado. En sitios especialmente buenos, los bosques se habían convertido en plantaciones de pinos, eucaliptos y otras especies latifoliadas de crecimiento rápido (Fanshawe 1960). En otras partes, dependiendo de la calidad del sitio, los bosques nativos se manejaban para obtener leña, postes para minas, madera de aserrar, o los tres. Se prefería aplicar una quema temprana para proteger el bosque contra incendios tardíos más destructivos. Los retoños podrían no aparecer durante cinco años después de una quema seria. Casi el 40% del bosque retoña exitosamente. El dosel se cierra después de 25 a 30 años.

Los bosques de miombo han sido cosechados para leña a los 40 años. Los postes para minas y la madera de aserrío se producen en rotaciones de 60 a 100 años; en sitios bastante buenos se manejan los retoños. Las tasas de crecimiento promedio son de 0,05 a 0,20 cm dap por año para las especies dominantes, pero pueden alcanzar hasta 0,5 cm/año durante los primeros 30 años. La cosecha final es de 125 árboles por hectárea, de los cuales de 12 a 60 quizás sean estándares. Los rendimientos promedio y máximo por rotación por hectárea son de 4 y 23 m³ de madera aserrada, 12 y 25 postes, 100 y 250 postes pequeños y 140 y 200 m³ de leña.

En el neotrópico raramente se han manejado los bosques secos nativos. Existen amplias evidencias de que la tala, quema y pastoreo sin discriminación deterioran, o aún destruyen estos bosques. Hace más de 35 años, Petrak (1959) notó el deterioro de bosques de quebracho (*Schinopsis balansae*) del Chaco argentino debido a la tala y al pastoreo. Vio que no había obstáculos fisiológicos que impidieran la preservación de los bosques si se abrían las zonas donde la sombra era muy densa. En uno de los mejores sitios de Minas Gerais, Brasil, parece que las plantaciones forestales pueden ser mucho más productivas que los bosques nativos, al menos para una rotación. Los campos y cerrados del Brasil han sobrevivido durante mucho tiempo, a pesar de la excesiva explotación para leña, debido a su capacidad de rebrote. Casi todas las especies de árboles útiles se regeneran por rebrotes (Barros 1965-66).

En la República Dominicana, una propuesta interesante sugiere el uso de bosques secos para la producción de energía (Trehan *et al.* 1980). Una central eléctrica de 50 megavatios es capaz de usar, como combustible, la leña producida por un terreno de 78 000 ha el cual es inapropiado para la agricultura. Este recurso sería proporcionado por los bosques secos, compuestos en gran parte de *Acacia*, *Leucaena* y *Prosopis*. Se supuso un rendimiento de 5 m³/ha/año y se predijo un empleo, después de establecido, de aproximadamente 1000 personas.

Conclusión

El tema de este capítulo tiene muchas distintas facetas. Los bosques tropicales secundarios no han sido muy

apreciados; sin embargo, durante décadas se han dado esfuerzos para evaluar su productividad presente y futura. Persiste la idea de que, a menos que su rendimiento volumétrico se compare favorablemente con los rendimientos de las plantaciones manejadas, los bosques secundarios constituyen una inversión submarginal. Tal percepción claramente subestima la razón beneficio/costo potencial del manejo de al menos ciertos bosques tropicales secundarios. No atribuye valor a la diversidad que se encuentra en tales bosques, y no en las plantaciones. Evalúa las ganancias del manejo sólo con base en la producción de madera. Ese juicio se basa en los empeños del pasado, algunos de los cuales tuvieron resultados contradictorios, o produjeron una pequeña fracción de los productos forestales que desde entonces se han convertido en mercaderías comerciales. Considera que la intensidad de la mano de obra ocupada es un costo, en vez de una ganancia social. Las experiencias analizadas son extremadamente diversas, y gran parte de ellas han ocurrido lejos de la América tropical. Sin embargo, sugieren nuevos enfoques para las prácticas, quizás más apropiadas bajo las condiciones actuales con el fin de abastecer los distintos productos forestales que las poblaciones tropicales han de necesitar en el futuro. Esos productos probablemente no se pueden obtener totalmente de las plantaciones, mucho más pequeñas en extensión. Las predicciones de los límites del rendimiento y su valor bajo las condiciones del pasado son indudablemente bajas. Se alienta al lector a que continúe con sus estudios y pruebas, los que quizás conduzcan a hacer retroceder por completo la evaluación conservadora actual del potencial productivo de estos bosques.