



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS

EFFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN LA
DIVERSIDAD, COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y
REGENERACIÓN DE ESPECIES EN UN BOSQUE
TEMPLADO EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA.

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN GEOGRAFÍA
P R E S E N T A :
RICARDO LÓPEZ MARTÍNEZ



Director de Tesis.

DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO



México D. F.

2005



FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
COLEGIO DE GEOGRAFÍA

m347752



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedico esta tesis a mis cuatro grandes tesoros:

Mis padres: Aurelio y Victoria, por ser ejemplos de esfuerzo y dedicación.

Mi hijo: Ricardo Jared, por todo el tiempo que le he negado para realizar este documento.

Mi esposa: Luz Graciela, que no se como me aguanta, pero que siempre está conmigo.

Agradezco a:

Al Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento por su paciencia y apoyo, así como por integrarme en su equipo de trabajo.

Al proyecto de “Variabilidad espacial de los cambios de uso de suelo en la Sierra Norte de Oaxaca y sus efectos en la dinámica espacial de los capitales de carbono”; apoyado por la Dirección General de Apoyo a Proyectos Académicos (DGAPA-PAPIIT); clave del proyecto: IN208902-3 por la beca recibida en los periodos abril a diciembre de 2003, enero a diciembre de 2004 y de enero a junio de 2005. Por el financiamiento otorgado para las salidas a campo, así como por el apoyo proporcionado para presentar el cartel “Estructura arbórea en dos cronosecuencias de bosques templados bajo aprovechamiento forestal en la Sierra Norte de Oaxaca” en el XVI Congreso Mexicano de Botánica que se llevo a cabo del 17 al 22 de octubre de 2004, en Oaxaca, Oaxaca, México.

Al Instituto de Geografía por el apoyo logístico de espacio, computadoras y biblioteca. Así también al Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Percepción Remota (LSIGyPR) especialmente a Miguel Ángel Ramírez Beltrán y a Bernardo Soto Ramos.

A la Comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, por permitir llevar a cabo el trabajo de campo.

A las personas que apoyaron en el Trabajo de Campo: Mtra. en Geóg. Leticia Gómez Mendoza, Geóg. Elizabeth Martínez Nieto, Geóg. Laura Merit González y de nueva cuenta al Dr. Leopoldo Galicia. Así como al Dr. Julio Campo, a Enrique, Vinisa, Rigo, Israel, Arturo, Silvia, Manolo, Marilú y Erika.

A los sinodales por sus comentarios y sugerencias para mejorar el documento: Dr. Marta Cervantes, Dr. Arturo García, Dra. Isabel Ramírez, Mtra. en Geóg. Leticia Gómez y Dr. Leopoldo Galicia.

A mis amigos y compañeros, especialmente a Ely, Laura, Nayelli y Edgar.

A todas aquellas personas que de alguna manera influyeron en la realización de este documento.

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.
NOMBRE: Ricardo López Martínez
FECHA: 08 de Septiembre de 2005
FIRMA: [Firma]

CONTENIDO

I. INTRODUCCIÓN	1
1. Bosques templados sub-húmedos y su situación actual en México	1
2. Factores ambientales en la estructura, composición y regeneración de un bosque templado	5
3. Efecto de las perturbaciones en la estructura, composición y regeneración de un bosque templado	7
4. Efecto del fuego en la estructura, composición y regeneración	11
5. Manejo forestal: su aplicación en México y sus efectos en la vegetación	14
6. Los diseños de muestreo y su relación con los parámetros estructurales y las propiedades de las comunidades vegetales	21
7. Planteamiento del problema	27
8. Objetivos	30
9. Sitio de estudio	31
II. MÉTODOS	35
1. Diseño de muestreo	35
2. Análisis estadístico	39
III. RESULTADOS	41
1. Densidad, diámetro a la altura de pecho (DAP), área basal, altura y composición de individuos	41
2. Densidad, altura y composición de plántulas	57
3. Distribución de frecuencias de clases de DAP, área basal y altura de individuos	65
4. Distribución de frecuencias de altura de plántulas	99
IV. DISCUSIÓN	109

1. Factor precipitación	109
2. Efecto de la edad de regeneración	112
3. Tipo de manejo	122
V. CONCLUSIONES	131
VI. LITERATURA CITADA	133
APÉNDICE	141
Cuadro 1. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de una vía) sobre el efecto de la precipitación en la densidad, DAP, área basal y altura arbórea. a) Total, y b) por género.	141
Cuadro 2. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de una vía) sobre el efecto de la edad de regeneración en la densidad, DAP, área basal y altura arbórea en condiciones contrastantes de precipitación. a) Total, y b) por género.	142
Cuadro 3. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de dos vías) sobre el efecto del tipo de manejo y la edad del tratamiento en la densidad, DAP, área basal y altura arbórea. a) Total, y b) por género.	143
Cuadro 4. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de una vía) sobre el efecto de la precipitación en la densidad y altura de plántulas. a) Total, y b) por género	144
Cuadro 5. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de una vía) sobre el efecto de la edad de regeneración en la densidad y altura de plántulas. a) Total, y b) por género.	145
Cuadro 6. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de dos vías) sobre el efecto del tipo de manejo y la edad de tratamiento sobre la densidad y altura de plántulas. a) Total, y b) por género.	146

Índice de Cuadros.

Cuadro 1	Superficie total y relativa de las comunidades naturales que pertenecen a la formación de bosques en México.	4
Cuadro 2	Significado de la nomenclatura utilizada en este estudio.	37
Cuadro 3	Densidad, DAP (diámetro a la altura de pecho), área basal y altura arbórea bajo condiciones de precipitación contrastantes.	41
Cuadro 4	Densidad, DAP, área basal y altura arbórea por género en condiciones de precipitación contrastantes.	43
Cuadro 5	Densidad, DAP, área basal y altura arbórea en sitios con condiciones de precipitación contrastantes que presentan diferente edad de regeneración después de un aprovechamiento forestal selectivo de pino.	46
Cuadro 6	Densidad, DAP, área basal y altura arbórea por género en sitios con condiciones de precipitación contrastantes que presentan diferente edad de regeneración después de un aprovechamiento forestal selectivo de pino.	51
Cuadro 7	Densidad, DAP, área basal y altura arbórea en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.	53
Cuadro 8	Densidad, DAP, área basal y altura arbórea por género en parcelas con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.	56
Cuadro 9	Densidad y altura de plántulas en sitios bajo condiciones de precipitación contrastantes.	57
Cuadro 10	Densidad y altura de plántulas por género en sitios bajo condiciones de precipitación contrastantes.	58
Cuadro 11	Densidad y altura de plántulas en sitios bajo condiciones de precipitación contrastantes que presentan diferente edad de regeneración después de un aprovechamiento forestal selectivo de pino.	60
Cuadro 12	Densidad y altura de plántulas por género bajo condiciones de precipitación contrastantes que presentan diferente edad de regeneración después de un aprovechamiento forestal selectivo de pino.	62
Cuadro 13	Densidad y altura de plántulas en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.	63
Cuadro 14	Densidad y altura de plántulas por género en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.	65

Índice de Figuras.

Fig. 1	Localización de la zona de estudio.	32
Fig. 2	Perfil altitudinal de los tipos de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca.	33
Fig. 3	Diseño de la parcela de muestreo.	38
Fig. 4	Distribución de frecuencias del estrato arbóreo en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes.	67
Fig. 5	Distribución de frecuencias de clases diamétricas del estrato arbóreo de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes.	71
Fig. 6	Distribución de frecuencias de clases de área basal del estrato arbóreo de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes.	72
Fig. 7	Distribución de frecuencias de clases de altura del estrato arbóreo de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes.	73
Fig. 8	Distribución de frecuencias de clases diamétricas del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia húmeda.	76
Fig. 9	Distribución de frecuencias de clases de área basal del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia húmeda.	79
Fig. 10	Distribución de frecuencias de clases de altura del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia húmeda.	82
Fig. 11	Distribución de frecuencias de clases diamétricas del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia seca.	85
Fig. 12	Distribución de frecuencias de clases de área basal del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia seca.	87
Fig. 13	Distribución de frecuencias de clases de altura del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia seca.	90

Fig. 14	Distribución de frecuencias de clases diamétricas del estrato arbóreo en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.	93
Fig. 15	Distribución de frecuencias de clases de área basal del estrato arbóreo en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.	95
Fig. 16	Distribución de frecuencias de clases de altura del estrato arbóreo en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.	98
Fig. 17	Distribución de frecuencias de clases de altura de plántulas en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes.	100
Fig. 18	Distribución de frecuencias de clases de altura de plántulas en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia húmeda.	102
Fig. 19	Distribución de frecuencias de clases de altura de plántulas en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia seca.	105
Fig. 20	Distribución de frecuencias de clases de altura de plántulas en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.	108

RESUMEN

Los bosques de pino-encino en la Sierra Norte de Oaxaca, México están sujetos a marcados contrastes ambientales. Por otro lado, en las áreas de manejo forestal se ha modificado la estructura de los bosques de pino-encino al grado de cambiar la composición y los patrones de regeneración de este ecosistema. Los objetivos de este estudio fueron determinar el efecto de la precipitación (condiciones húmedas y secas), la edad de regeneración posterior a una extracción selectiva (1, 5, 10, 20, 30 años) y los tipos de manejo forestal (método de corta de regeneración mediante el sistema de árboles padre y quemas prescritas) sobre la densidad, diámetro a la altura de pecho (DAP), área basal y altura de los árboles y plántulas de los pinos y encinos. Se encontró que en bosques con menor precipitación la densidad de pinos y encinos fue mayor, pero sólo los pinos tuvieron mayor DAP y área basal bajo esta condición. La densidad arbórea aumentó con la edad de regeneración, pero el DAP, el área basal y la altura disminuyó, así también la densidad de las plántulas decreció con la edad del bosque. En los bosques con el método de corta de regeneración la densidad, el DAP, el área basal y la altura de los árboles fueron mayores que en los manejados por fuego. Los pinos tuvieron mayor tamaño en los sitios afectados por fuego, pero los encinos en los de corta de regeneración. Las distribuciones de frecuencias de DAP, área basal y altura muestran una gran cantidad de encinos juveniles respecto a los pinos en los bosques con extracción selectiva; en cambio, los bosques con corta de regeneración y fuego muestran reclutamiento de ambos géneros.

El entendimiento de los factores físicos en conjunto con el régimen de perturbación son fundamentales para comprender la estructura, composición y regeneración de bosques de pino-encino. El aseguramiento del suministro de bienes y servicios a largo plazo en los

bosques templados sub-húmedos con extracción maderera dependen de que los planes de manejo contemplen los diversos factores que influyen en estos ecosistemas y las implicaciones que pudieran tener en su dinámica.

I. INTRODUCCIÓN

1. Bosques templados sub-húmedos y su situación actual en México

Los bosques templados se encuentran asociados a un clima templado-frío. En el trópico se localizan en zonas montañosas, por lo que son denominados bosques subtropicales de montaña (Saldaña y Jardel, 1991). Se dividen en húmedos y sub-húmedos. En México, los bosques templados sub-húmedos comprenden varios ecosistemas, los más representativos son los bosques de *Pinus* (pinos), los bosques de *Quercus* (encinos), los bosques de *Pinus-Quercus* (mixtos de pino-encino) y los de *Abies* (oyamel) (Rzedowski, 1978). Sin embargo, este bioma es dominado en un 66 % por los bosques de pino y pino-encino, los cuales han sido altamente afectados por actividades antropogénicas debido a que presenta condiciones climáticas (temperatura y precipitación) óptimas para el desarrollo humano (Challenger, 1998). El incremento de la población ha generado un aumento de la frontera agrícola y ganadera y de la explotación forestal, influyendo negativamente sobre los bosques templados.

Los bosques subtropicales de montaña con mayor oportunidad de presentar un manejo exitoso son los de *Pinus* (Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 1993). Debido al proceso de autoaclareo la ramificación de la mayoría de los pinos se encuentra en las copas dejando un tronco libre de ramas, además, la mayor proporción de nutrientes se asigna al meristemo apical, que lo convierte en un árbol con un tronco alto y recto (Challenger, 1998), conjuntamente, son especies de rápido crecimiento y tolerantes a las perturbaciones (incendios), lo cual hace que el aprovechamiento forestal en productos de madera sea bastante factible. Lo anterior ha permitido desarrollar modelos de crecimiento para algunas

especies de pino (De la Fuente et al., 1998). Además, existe un mercado seguro para sus productos maderables y no hay problemas tecnológicos para su manejo (Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 1993).

Acorde con Sánchez-Velásquez y Pineda-López (1993), los bosques de *Pinus-Quercus* presentan una gran complejidad para su manejo. Los pinos y los encinos tienen características fisiológicas distintas, es decir, los pinos tienen una tasa fotosintética mayor para poder crecer rápidamente (intolerantes a la sombra), en cambio, los encinos necesitan de menor energía para poder desarrollarse (tolerantes a la sombra) (Rzedowski, 1978). Sin embargo, el 95 % de la distribución actual de los bosques de pino-encino se localizan entre 1,200 y 3,000 msnm (Challenger, 1998). Al bosque de pino-encino se le considera una fase de transición a comunidades clímax, tanto en bajas altitudes (Rzedowski et al., 1977) como en zonas montañosas (Negreros y Snook, 1984; Saldaña y Jardel, 1991).

Los bosques de *Quercus*, al no contar con un mercado adecuado para la venta de sus productos maderables se ofrecen muy pocas experiencias de manejo en nuestro país (Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 1993). Los encinos tienen baja estatura, diámetro reducido y lento crecimiento, no obstante, dependen de los factores climáticos, edáficos y/o ecológicos de cada bosque (Challenger, 1998). El uso de los encinos se realiza de manera local obteniendo principalmente leña y carbón (Espejel et al., 1999). Según Sánchez-Velásquez y Pineda-López (1993), algunos de los problemas que presenta el manejo de los encinos son los siguientes: a) sólo algunos presentan un fuste limpio y por consiguiente aserrable; b) es difícil predecir el crecimiento de los encinos debido al escaso desarrollo de

los anillos de crecimiento; c) no se conocen las principales propiedades y características de la madera de los encinos, y d) se presentan problemas para secar la madera.

En el bosque de oyamel existe una gran abundancia-dominancia de la especie *Abies religiosa* (Rzedowski et al., 1977). Sin embargo, según Challenger (1998), se conocen por lo menos ocho especies de oyamel (seis son endémicas), con alturas que van de 30 a 40 m y se desarrollan generalmente entre 2,400 a 3,600 msnm. La mayoría de estas especies se encuentran en lugares boscosos (Rzedowski, 1978). *A. religiosa* es una especie tolerante a la sombra, de rápido crecimiento y, con potencial de ser manejado de forma sostenible (Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 1993). En condiciones naturales de poca perturbación se encuentra asociado con pinos, *juníperos* y algunos encinos (Rzedowski et al., 1977).

Los tipos de vegetación mencionados anteriormente son los más representativos en los bosques templados. Sin embargo, existen comunidades vegetales diferentes que también pertenecen a los bosques (Cuadro 1). En el Inventario Nacional Forestal 2000, según Palacio-Prieto et al. (2000), los bosques ocupan el 16.92 % (32,850,691 ha) del territorio nacional. Los bosques fueron divididos en cuatro tipos de vegetación: bosque de coníferas (7,486,419 ha); bosque de coníferas-latifoliadas (13,570,016 ha); bosque de latifoliadas (10,058,636 ha), y bosque mesófilo de montaña (1,735,618 ha). A pesar de que los bosques están divididos en ocho comunidades, las que tienen mayor superficie son: bosque de pino-encino (12,365,900 ha), bosque de encino (10,058,636) y de pino (7,000,900 ha) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Superficie total y relativa de las comunidades naturales que pertenecen a la formación de bosques en México.

Formación	Tipos de vegetación	Comunidad ¹	Superficie	
			Total (ha)	Relativa (%)
Bosques	Coníferas	Bosque de Táscate	293,200	0.89
		Bosque de oyamel	191,600	0.58
		Bosque de pino	7,000,900	21.31
		Matorral de coníferas	700	0.00
	Coníferas-latifoliadas	Bosque bajo abierto	1,204,100	3.66
		Bosque de pino-encino	12,365,900	37.64
	Latifoliadas	Bosque de encino	10,058,636	30.61
	Mesófilo de montaña	Bosque mesófilo de montaña	1,735,618	5.28

1. incluye la vegetación primaria y la vegetación secundaria arbórea en una sola categoría, así como las comunidades con vegetación secundaria arbustiva y herbácea.

Fuente: Palacio-Prieto, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta, A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo, R. y González, F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas*, 43: 183-203.

El manejo de estos bosques es de crucial importancia para nuestro país. Por otro lado, para asegurar el uso óptimo de los bosques se precisa de conocimientos básicos de ecología y silvicultura (Long et al., 2004). En México, se han implementado métodos de aprovechamiento: 1) Método Mexicano de Ordenación de Montes, y 2) Método de Desarrollo Silvícola, con el objetivo de obtener los máximos rendimientos sostenibles en producción de madera (Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 1993). Sin embargo, en estos métodos no se ha tomado en cuenta la gran diversidad de servicios ambientales que proporciona el bosque. Actualmente, se ha llegado a considerar la importancia de los servicios ambientales en el desarrollo de las comunidades rurales (Tipper, 2003), tales como captura de carbono, producción de oxígeno, recarga de los mantos acuíferos, calidad del agua, protección del suelo, belleza escénica, recreación, entre otros. Por ejemplo, se ha implementado la venta de captura de carbono como una medida para mejorar el nivel socioeconómico de las

comunidades indígenas y al mismo tiempo detener el deterioro ambiental en el estado de Chiapas (Tipper, 2003). Asimismo, en San Nicolás Totolapan, Distrito Federal, se ha desarrollado un proyecto ecoturístico (Parque Ejidal San Nicolás Totolapan) con el objetivo de mejorar el bienestar económico y social de sus habitantes, así como detener el avance de la mancha urbana de la Ciudad de México, para asegurar la recarga de los acuíferos y la generación de oxígeno (<<http://www.parquesannicolas.com.mx>>, 2005).

2. Factores ambientales en la estructura, composición y regeneración de un bosque templado

El clima es el principal factor determinante del tipo de vegetación. Por otro lado, la variedad de climas en México es debida a condiciones geográficas (latitud, distribución y proporción de tierras y mares, altitud con respecto al nivel del mar e influencia marítima) y fisiográficas (montañas, depresiones, valles y llanuras costeras, etc), así como al pasado geológico (inmersión y emersión de tierras, procesos de vulcanismo, entre otros) de nuestro país. La diversidad y la distribución de las formaciones vegetales a gran escala se encuentran determinadas por el clima (González, 2003). Se conoce que las variaciones climáticas han modificado la distribución geográfica original, la extensión y la composición de la vegetación a través del tiempo (Eguiluz, 1982). Ejemplo de lo anterior es el desplazamiento de pinos (Styles, 1993) y encinos (Nixon, 1993) hacia los trópicos ocurrido en periodos glaciares. Sin embargo, a una escala local e incluso regional, la estructura y composición de la vegetación son determinadas por las características ambientales locales (Challenger, 1998; González, 2003). Por ejemplo, a nivel de género los *Pinus* y *Quercus* se encuentran en diversas

condiciones climáticas (Challenger, 1998). Sin embargo, la forma de vida, la composición, la estructura, la regeneración y la distribución de ciertas especies de los géneros arriba mencionados se ven modificadas por el sustrato geológico, el tipo de suelo, la altitud, la topografía y las condiciones microclimáticas (calidad y fertilidad del suelo, humedad y temperatura), entre otros (Challenger, 1998; Alba-López et al., 2003; González, 2003).

No obstante que las formaciones de vegetación son definidas en principio por el ambiente a una escala global o regional, la estructura, la composición y la regeneración de especies de un ecosistema es debida a la interacción entre los factores locales naturales y antrópicos (Rzedowski, 1978). Zerecero y Pérez (1981) dividieron a los factores ambientales que afectan a la vegetación a nivel de parcela en cuatro grupos: 1) Climáticos: temperatura precipitación, vientos, humedad, etc. 2) Físicos: posición, exposición, pendiente y altura sobre el nivel del mar. 3) Edáficos: propiedades físicas y químicas de los suelos. 4) Bióticos: actividades antropogénicas y fauna. Park (2001) encontró que la variación en la composición de plántulas se debe más a factores ambientales (incluidos incendios superficiales) que al manejo forestal en bosques de pino-encino de la Sierra Madre Occidental en Durango, México. Sierra et al. (1991) reportan que los factores que influyen en el crecimiento del *P. radiata* en plantaciones forestales en la Cuenca de México son: la competencia con zacates, la pedregosidad, la profundidad del suelo y la precipitación media anual. Sin embargo, otros factores como exposición, heladas, pastoreo, plagas y enfermedades, incendios, sequías, daños por fauna silvestre, cambios en el uso de suelo, deficiencias en las técnicas de plantación y falta de manejo posterior a la plantación pueden afectar el desarrollo y sobrevivencia del *P. radiata*.

Debido a lo anterior, se necesita desarrollar mayor número de estudios acerca del rol que juegan los factores ambientales locales en la estructura y composición del bosque de pino-encino, lo cual nos permitiría comprender mejor la dinámica del mismo.

3. Efecto de las perturbaciones en la estructura, composición y regeneración de un bosque templado

De acuerdo con White y Pickett (1985; citado por Łaska, 2001), una perturbación natural es cualquier evento discreto en el tiempo, la cual daña la estructura de los ecosistemas, comunidades y poblaciones, como resultado de la transformación de la parte biótica y la modificación del hábitat. Las perturbaciones generan espacios y liberan recursos, lo que da oportunidad al establecimiento de nuevos individuos en las áreas perturbadas (Souza, 1984; Łaska, 2001).

Las perturbaciones forman parte de la dinámica natural de los bosques (Łaska, 2001). Sin embargo, las perturbaciones provocadas por el hombre suelen tener efectos negativos para el ecosistema, y dependiendo del tipo de perturbación (frecuencia, severidad, intensidad, dimensión y distribución), los efectos sobre la vegetación son diversos (Łaska, 2001).

Las perturbaciones son fenómenos que ocurren en la naturaleza y afectan significativamente la dinámica de la vegetación en todos los niveles de organización biológica y pueden presentarse en diferentes escalas espaciales y temporales (Pickett et al., 1989; Łaska, 2001). Se considera que los bosques sin la presencia de perturbaciones

tenderían a desarrollarse como comunidades clímax, es decir, comunidades estables. Sin embargo, esto no sucede de forma natural, puesto que la naturaleza es dinámica, y las perturbaciones son parte integral de los ecosistemas (Bengtsson et al., 2000). Por lo tanto, la estructura y composición actual que se observa en los bosques son resultado de las modificaciones causadas por perturbaciones en épocas pasadas (Bengtsson et al., 2000). Pueden identificarse tres tipos de perturbaciones: abióticas (huracanes, tormentas, fuego, erupciones volcánicas, entre otros); bióticas (pastoreo y pisoteo por fauna silvestre, efectos de patógenos, etc.) y antrópicas (extracción de madera, desmontes para agricultura, pastoreo de animales domésticos, quemas prescritas, contaminación atmosférica, otros), las cuales pueden influir negativamente en las comunidades de plantas y su regeneración (Łaska, 2001).

Según Challenger (1998), existen cinco fases en la regeneración natural de un bosque de pino-encino posterior a una perturbación de gran intensidad, ya sea natural o antrópica:

1. Fase de colonización. Consiste en la invasión de especies de rápido crecimiento e intolerantes a la sombra sobre extensos claros producidos por una perturbación significativa. Dicha fase puede durar de dos a cinco años.
2. Fase de construcción. Se presenta una diferenciación en la estructura y composición del bosque, dura de 5 a 20 años. Los pinos crecen rápidamente convirtiéndose en especies del dosel, limitando la intensidad de luz que llega al suelo. Los encinos y otras latifoliadas, especies tolerantes a la sombra crecen debajo el dosel en un ambiente muy competido por luz, agua y nutrientes.
3. Fase de exclusión. Dura hasta 50 años, se caracteriza por una gran densidad de tallos y una nula a escasa entrada de nuevas especies e individuos al bosque. La

competencia por luz, nutrientes y agua provoca que los individuos menos competitivos mueran. Así como la disminución de la temperatura y el aumento de la humedad en el interior del bosque favorece la proliferación de hongos patógenos que ocasionan la muerte de una gran cantidad de plántulas. Dicho proceso llamado autoaclareo es particular de esta fase.

4. Fase de reinicio. Dura entre 50 y 100 años y se caracteriza por una diferenciación en la composición del dosel. Es decir, la muerte de algunos pinos del dosel permite que las latifoliadas crezcan y se conviertan en codominantes de este estrato. Una mayor entrada de luz y una menor competencia en el interior del bosque ocasiona una segunda fase de colonización de herbáceas, arbustos y plántulas arbóreas.
5. Fase madura. En general, empieza cuando el bosque tiene 100 años de edad. Se define por una microsucesión de claros ocasionados por la muerte de árboles del dosel o por la caída de ramas, resultando en un aumento en la complejidad del bosque, tanto en especies como en clases de edad y tamaño.

Existe la hipótesis de la perturbación intermedia, la cual propone que la frecuencia y la intensidad de varios tipos de perturbaciones abióticas afectan los patrones de diversidad. Según Morin (1999), la idea básica de esta hipótesis es que las perturbaciones mantienen la diversidad y previenen la dominancia de solo algunas especies competitivas. Las perturbaciones poco severas e infrecuentes no son capaces de evitar el proceso de la exclusión competitiva y consecuentemente la diversidad declina. Por ejemplo, en el caso de los bosques de *Abies* en diversas zonas de México, la baja severidad del pastoreo de ganado ovino no disminuye la dominancia del oyamel (Rzedowski, 1978). Por el contrario, una perturbación intensa y frecuente daña a la comunidad, reduciendo la diversidad debido a la

pérdida de especies que son particularmente sensibles a las perturbaciones. El desmonte es un claro ejemplo, ya que los árboles son talados para crear potreros, donde el sobrepastoreo ocasiona frecuentes perturbaciones en el ambiente, reduciendo la diversidad a solo algunos pastos y arbustos (González-Rosales y Rodríguez-Trejo, 2004).

El régimen de perturbación varía de acuerdo al tipo de ecosistema (Bengtsson et al., 2000). Los bosques templados han sido caracterizados por distintos tipos de dinámicas naturales, donde las especies se han adaptado a las características del régimen de perturbación de su ecosistema (Bengtsson et al., 2000). La respuesta de una comunidad al régimen de perturbación va a depender de las diferencias en morfología, fisiología, tolerancia y atributos del ciclo de vida (dispersión y colonización) de las especies que se encuentren en la comunidad (Galindo-Jaimes et al., 2002). Debido a lo anterior, no todas las especies son igualmente afectadas por las perturbaciones. Las especies con una estrategia de vida generalista y oportunista pueden colonizar rápidamente zonas perturbadas, con frecuencia especies intolerantes a la sombra (Łaska, 2001). Sin embargo, las perturbaciones tienen un efecto negativo en las especies con una estrategia de vida competitiva, es decir, especies intolerantes a las perturbaciones y al estrés, en el caso del bosque podrían ser especies tolerantes a la sombra (Vetaas, 2000; Łaska, 2001).

Olano y Palmer (2003) probaron la hipótesis de la perturbación intermedia, es decir, el efecto de un periodo prolongado de sequía en la estructura y composición de un bosque maduro de North Carolina, E. U. A. Estos autores encontraron un bosque dominado por cuatro especies tolerantes a la sombra (*Acer saccharum*, *Tilia americana*, *Fagus grandifolia* y *Aesculus flava*) con más del 80 % de área basal y una densidad del 75 % en los sitios

muestreados durante el periodo de sequía. Otras especies con requerimientos fotosintéticos intermedios como *Betula alleghaniensis*, *Fraxinus americana*, *Carya corniformis* y *Magnolia acuminata* tuvieron un área basal de 13.2 % y una densidad de 5.6 %. En el periodo de sequía se incrementó el área basal de la *A. saccharum* (13.12 %, $p < 0.001$) y *A. flava* (5.71 %, $p < 0.001$), en cambio, disminuyó para *T. americana* (-6.56 %, ns) y *F. grandifolia* (-17.56 %, ns). El 55.2 % de las especies reclutadas pertenecen a las especies dominantes (mencionadas anteriormente) y 40.6 % a dos especies de árboles debajo del dosel (*A. pensilvanicum* y *O. virginiana*). La baja intensidad de la sequía tuvo respuestas diferenciales en el área basal y reclutamiento de las especies. Sin embargo, las especies tolerantes a la sombra dominaron la composición y regeneración del bosque, ya que la presencia de especies pioneras en este ecosistema es debido a perturbaciones ocurridas en el pasado (Olano y Palmer, 2003). Lo anterior ocurre en bosques maduros que no han presentado perturbaciones de gran magnitud en el presente, donde las pocas especies pioneras existentes tienen una regeneración nula y se espera que desaparezcan a menos que ocurra una perturbación de mayor intensidad.

4. Efecto del fuego en la estructura, composición y regeneración

El fuego es parte integral de muchos ecosistemas y en condiciones naturales puede ser benéfico, pues a través del reciclaje de materia orgánica promueve la regeneración, la sucesión de especies y un mosaico de condiciones ambientales que pueden favorecer la diversidad y la estabilidad de los ecosistemas (González-Rosales y Rodríguez-Trejo, 2004). Sin embargo, debido a los impactos a corto plazo que ocasiona el fuego en la estructura de los bosques, fue considerado como un agente negativo en estos ecosistemas. De hecho se

llegó a la conclusión de que son los incendios los que mayor daño causan a los bosques de coníferas (Rzedowski et al., 1977). Por lo tanto, la exclusión del fuego ha ocasionado cambios en la estructura y composición de los bosques, teniendo como consecuencia el aumento de la materia viva y muerta, es decir, el desarrollo de diversos estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo) y la acumulación de mantillo, lo cual incrementa la posibilidad de incendios de una gran extensión y severidad (Park, 2001).

Además, dependiendo de la topografía, la velocidad del viento, y las condiciones locales de humedad y temperatura ocasionadas por la composición y estructura del bosque, será la intensidad y extensión del fuego (Pausas et al., 2002; Peña-Ramírez y Bonfil, 2003). La severidad del incendio en los bosques es resultado directo de la intensidad del fuego, así como de la composición de especies, la complejidad de la estructura, la estación en que se produce el incendio, el tipo del suelo y la duración del fuego (Rzedowski et al., 1977; Vetaas, 2000; Boyd y Bidwell, 2002). Por lo cual, el efecto del fuego en un ecosistema puede ser altamente perjudicial, pero en otros puede ser favorable (Rzedowski et al., 1977).

Diversas especies de pino y encino se han ido adaptando a la ocurrencia de incendios, desarrollando mecanismos para su germinación y sobrevivencia. Por ejemplo, los encinos tienen yemas en latencia situadas bajo la corteza que son liberadas por el fuego, provocando el rebrote aún si el árbol muere (Peña-Ramírez y Bonfil, 2003). Algunos pinos presentan conos serótinos que necesitan de altas temperaturas para poder germinar (Pausas, et al., 2002). El *P. hartwegii* tiene una corteza gruesa que le protege del fuego y rebrota en ontogenia temprana después de ocurrido el incendio (González-Rosales y Rodríguez-Trejo, 2004). Según Spurr (1973; citado por Rzedowski et al., 1977), en Estados Unidos, los

bosques de *P. banksiana*, *P. rigida*, *P. taeda* y *P. palustris* son el resultado de una prolongada influencia del fuego. Para México, el *P. cembroides*, *P. ayacahuite var. brachyptera*, *P. reflexa*, *P. leiophylla*, *P. montezumae*, *P. teocote* y *P. oocarpa* son fases seriales que deben su permanencia a la ocurrencia de fuego (Rzedowski et al., 1977). El *Pinus hartwegii* es una comunidad clímax que depende de los incendios de baja intensidad (González-Rosales y Rodríguez-Trejo, 2004).

La manipulación del fuego se realiza por medio de las llamadas quemas prescritas, las cuales son definidas por Flores y Benavides (1995) como la aplicación del fuego en un área determinada bajo condiciones climáticas favorables para alcanzar uno o más objetivos en el manejo de los recursos maderables. Las quemas prescritas son una herramienta práctica y económica en la conservación y restauración de ecosistemas forestales. Sin embargo, su utilización requiere de conocimientos precisos de ecología del fuego (Flores y Benavides, 1995).

El manejo del fuego puede ser una herramienta eficaz en la restauración de aquellos lugares donde el fuego ha sido suprimido y la diversidad de especies disminuida (Fulé, et al., 2004). En un estudio realizado en Oklahoma, E. U. A. (Boyd y Bidwell, 2002) se analizó la prescripción de fuego en una comunidad de *Quercus havardii* en diferentes estaciones del año. Los autores encontraron que la quema en cualquier estación reduce la cobertura de arbustos de 74.4 ± 2.0 % en el sitio que no está quemado, hasta las quemas de primavera con 30.4 ± 4.2 %. En invierno, las quemas anuales incrementaron la cobertura de los pastos altos (32.5 ± 7.0 %), las hierbas perennes se incrementaron con quemas en otoño (18.1 ± 2.8 %) e invierno (13.9 ± 2.7 %). La densidad de tallos de arbustos se incrementó con las quemas en

todas las estaciones (otoño: 55 tallos m⁻²). Los resultados indicaron que el manejo del fuego puede aumentar la diversidad de un ecosistema, ya que las especies tienen distinto grado de adaptación al fuego, siendo favorecidas unas formas de vida más que otras dependiendo de la intensidad, severidad y frecuencia del fuego, así como de la época en que se presente.

En México, a pesar de que el fuego es parte integral de la dinámica de los bosques de pino-encino la investigación en ecología de fuego y de su impacto en la composición, estructura y regeneración a corto y largo plazo en este ecosistema es escasa (González-Rosales y Rodríguez-Trejo, 2004).

5. Manejo forestal: su aplicación en México y sus efectos en la vegetación

Según Zerecero y Pérez (1981), la silvicultura se define como el cultivo del bosque, es decir, la ejecución de una serie de tratamientos y labores que permitan la extracción forestal. Aunado a que tales tratamientos y labores se ordenan en espacio y tiempo, y al considerarse los aspectos sociales, económicos y políticos para su realización se llega a la definición de manejo forestal. Dichas prácticas silvícolas deben considerar las características ambientales y ecológicas del bosque para mayor eficacia (Long et al., 2004).

Las prácticas silvícolas tratan de imitar a las perturbaciones naturales del bosque, no obstante, se han encontrado diferencias significativas entre los métodos forestales y la dinámica natural de la vegetación (Bengtsson et al., 2000). Los métodos forestales tienden a favorecer ciertas especies, causando la modificación de la estructura y composición del

bosque. Además, el reclutamiento de especies cambia, ya que en algunos casos no se tiene el renuevo esperado. Debido a lo anterior, es necesario entender la dinámica y los procesos ecológicos de las comunidades naturales para mantener un uso sostenido de los recursos forestales (Long, et al., 2004).

En México, las actividades silvícolas se ordenan a través del tiempo y del espacio y se ha dado más importancia a los aspectos sociales, económicos y políticos que a los factores ecológicos. Debido a lo anterior, en el país, la mayoría de las actividades forestales se han realizado de una manera equivocada para un uso óptimo de los recursos forestales (Zerecero y Pérez, 1981; Jardel, 1985; Mendoza y Del Ángel, 1999).

Los métodos forestales existentes tratan de predecir cambios por medio de fórmulas (tablas de rendimiento y volumétricas) y modelos matemáticos (Zerecero y Pérez, 1981; Mendoza y Del Ángel, 1999), con el fin de lograr un rendimiento sostenido del bosque. Por lo cual, sólo se realiza un aprovechamiento forestal en sitios donde el volumen cortado con anterioridad se haya recuperado satisfactoriamente. Debido a que algunos métodos silvícolas no han dado el resultado deseado, se ha llegado a considerar que los procesos ecológicos son fundamentales para tener un uso continuo de los productos maderables y no maderables (Long, et al., 2004). Por lo tanto, la aplicación de los métodos silvícolas tiene que estar estrechamente ligada al entendimiento de los procesos ecológicos que ocurren en el bosque (Long, et al., 2004).

El primer método forestal utilizado, fue el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM) en 1951, se dirigió a la modificación de las masas forestales con el objetivo de

obtener un balance en las edades de los árboles, dando como resultado un rodal con árboles de diferente edad y la conservación de la fisonomía natural del bosque (Jardel, 1985). La modificación de la estructura del bosque se realiza por medio de la ejecución de cortas selectivas, como principal tratamiento del MMOM, utilizando como criterios de regulación los incrementos volumétricos y las estructuras diamétricas (Jardel, 1985). Las cortas se orientan a obtener un mejoramiento en la calidad de los rodales, eliminando a los árboles dañados, mal conformados, plagados y enfermos con el propósito de mantener un uso sustentable del bosque (Jardel, 1985). Una vez que se obtiene un rodal con una estructura definida de diámetros, se espera un reclutamiento continuo de una categoría a otra y la regeneración constante que permita un rendimiento sostenido y el mantenimiento de la estructura por la extracción de cierta cantidad de árboles (Jardel, 1985). Sin embargo, esto no se ha logrado, pues en el establecimiento de este método no se tomaron en cuenta las características ecológicas de las especies (estrategias de vida, etc.), ni las distintas condiciones ambientales de los rodales.

En un estudio realizado por Negreros y Snook (1984) en la comunidad de San Pablo Macuilianguis en la Sierra de Juárez, Oaxaca, se hizo un análisis del efecto de las cortas selectivas sobre la regeneración de pinos en un bosque de pino-encino. Se analizaron las áreas basales residuales y el área basal de los renuevos en sitios con corta selectiva, en sitios donde se eliminaron todos los árboles y en sitios no intervenidos. Los resultados en los sitios abiertos fueron: el área basal residual fue inexistente y el área basal promedio de renuevos fue de $3.97 \pm 0.24 \text{ m}^{-2} \text{ 1,000 m}^2$; en los sitios con el método de selección el área basal residual promedio fue de $2.00 \pm 0.17 \text{ m}^{-2} \text{ 1,000 m}^2$ y un área basal promedio de renuevos de $0.47 \pm 0.11 \text{ m}^{-2} \text{ 1,000 m}^2$; y por último, en los rodales que no presentan perturbación el área

basal residual promedio en 1962 fue de $3.4 \pm 0.26 \text{ m}^{-2}$ 1,000 m^2 con un promedio de área basal de renuevos de $0.015 \pm 0.01 \text{ m}^{-2}$ 1,000 m^2 . Comparando estos resultados, los autores sugieren que los rodales con corta selectiva tienen una menor regeneración de pinos que en los espacios abiertos; esto se puede explicar por las características ecológicas de las especies, ya que un pino requiere una gran cantidad de luz para poder crecer. Sin embargo, esto no sucede en las cortas selectivas, pues la apertura no permite una intensidad de luz adecuada para los pinos, debido a que no se cumplen los requerimientos de luz. En contraste, los encinos son tolerantes a la sombra, poseen un punto de compensación de luz menor y una mayor eficiencia fotosintética en la sombra. Por lo cual pueden establecerse con éxito en los claros pequeños ocasionados por la corta selectiva. Además, los encinos pueden rebrotar en los tocones dejados en la corta (reproducción vegetativa) (Jardel, 1985). Lo mismo sucede en los bosques de pino-encino sin perturbación, donde el proceso sucesional de estos bosques pasa de etapas tempranas dominadas por pinos a etapas en donde domina el género *Quercus*; este proceso se está acelerando por el efecto de las cortas selectivas (Negreros y Snook, 1984). En cambio, en los espacios abiertos la cantidad e intensidad de luz permite la regeneración de las especies intolerantes a la sombra como el pino, ya que sus semillas se establecen rápidamente en suelos pobres debido a sus bajos requerimientos nutricionales; además, poseen una mayor resistencia a las sequías que las plántulas de otros árboles (Jardel, 1985).

Las cortas selectivas no se encuentran adaptadas a las condiciones ecológicas y ambientales de los bosques subtropicales de montaña del país (Negreros y Snook, 1984). Por lo tanto, la utilización de las cortas selectivas como un método forestal para aumentar la

regeneración de las especies comercialmente importantes no es lo más adecuado (Negreros y Snook, 1984; Pineda y Sánchez-Velásquez, 1992).

Otro estudio, realizado por Pineda y Sánchez-Velásquez (1992) en un bosque de pino-encino de la comunidad de San Pablo Macuiltianguis, Oaxaca. Se analizaron dos rodales intervenidos, (1) con una sola intervención y (2) con dos intervenciones por cortas selectivas, se midió la cobertura, altura y diámetro de los árboles de pino y de encino. En el rodal con una intervención se encontró una cobertura de pino dispersa (31 %) y en el rodal con dos intervenciones una cobertura rala (23 %). En cambio, en los encinos fue de 56 % y 54 %, respectivamente. En la densidad de individuos de pinos se encontró para el rodal con una intervención $1,000 \pm 234 \text{ Ind. ha}^{-1}$ y para el rodal con dos intervenciones fue de $1,090 \pm 200 \text{ Ind. ha}^{-1}$. En contraste, en los encinos, el rodal de una intervención tuvo una densidad de $1,800 \pm 234 \text{ Ind. ha}^{-1}$ y el de dos intervenciones $2,179 \pm 249 \text{ Ind. ha}^{-1}$. En resumen, las cortas selectivas cambiaron los parámetros estructurales, la composición y la regeneración de los bosques, modificando la diversidad de las comunidades intervenidas.

El Método de Desarrollo Silvícola se inicio en 1976 (Islas et al., 1988). Según Zerecero y Pérez (1981), se plantearon tres tipos de cortas: a) Corta de regeneración, la cual busca el establecimiento de la nueva masa, empleando como semilleros a los mejores árboles. b) Corta de incrementación, se pretende distribuir el incremento en los mejores árboles. c) Corta de liberación, se intenta liberar a la nueva población de sus progenitores y evitar la competencia entre los individuos jóvenes.

Según Islas et al. (1988), a su vez, el método de regeneración comprende tres tipos de cortas: a) la selectiva, la cual se aplica solamente a los árboles de mayores dimensiones y mayor valor, sin tomar en cuenta la distribución diamétrica que deben tener los bosques de selección. b) Corta de tratamiento de árboles padre, que consiste en identificar los árboles vigorosos y de mejores características fenotípicas, los cuales son considerados como árboles progenitores, posteriormente se derriban los que no son árboles semilleros. c) La corta de matarrasa consiste en el derribo de todos los árboles presentes en el rodal. Acorde con Islas et al. (1988), las cortas intermedias o de liberación constituyen: a) cortas de saneamiento, estas se aplican al mismo tiempo que las cortas de regeneración, marcando a los individuos de dimensiones comerciales y los que están plagados, enfermos, muertos en pie o mal conformados. b) Aclareos, se sigue un criterio libre de corta guiándose por la sobreposición de copas. Los tratamientos complementarios consisten en evitar los desperdicios, es decir, quitar los restos de las cortas, así como proteger a las zonas del pastoreo e incendios.

En un estudio realizado por Islas et al. (1988) en la región central del país (Estado de México, Distrito Federal, Hidalgo, Morelos, Puebla, Querétaro y Tlaxcala), se registró que las cortas de regeneración eran las más utilizadas en los aprovechamientos maderables. Los autores encontraron que las cortas selectivas abarcaron el 71 % de la superficie total aprovechada por el método de regeneración, la corta de árboles padre el 18.17 %, las matarrasas el 0.03 % y un 10.08 % no se le aplicó tratamiento. Para la superficie con cortas de liberación, el 80.5 % se realizaban cortas de saneamiento, mientras que un 18.17 % efectuaban aclareos. En el área con tratamientos complementarios, 10.8 % se quemaban los desperdicios, 13 % se picaban y se esparcían los desperdicios en el rodal cortado y 6.5 % picaban y ponían el desperdicio en montículos; solamente el 0.5 % protegían su zona con

mallas para evitar el pastoreo y un 13.73 % se reforestaban a través de plantaciones. Con la aplicación de estos diferentes métodos lo que se pretende es aprovechar al máximo la capacidad productiva, aumentar la producción por unidad de superficie y la producción por unidad de volumen, diversificar la industria, así como utilizar el aprovechamiento del recurso como factor de desarrollo al crear más empleos productivos y remunerativos (Zerecero y Pérez, 1981). Sin embargo, los tratamientos silvícolas se han aplicado de acuerdo con un patrón generalizado debido al desconocimiento de la biología y los patrones de crecimiento de las especies manejadas (Islas et al., 1988).

En Atenquique, Jalisco, se realizó un análisis de la regeneración del *P. douglasiana* después del tratamiento de árboles padre y se evaluaron variables como la pendiente, la exposición, el espesor de la hojarasca, la pedregosidad, la presencia de ramas y troncos, las perturbaciones (pastoreo, incendios, etc.), la competencia de vegetación herbácea y la presencia de árboles padre; con una variable dependiente (número de plántulas por hectárea). Con el objetivo de entender el efecto de dichas variables sobre la regeneración se realizó una regresión simple, dando como resultado que con la presencia de hojarasca ($R = 0.85$, $F = 52.22$, $P = 0.05$), la competencia de la vegetación herbácea ($R = 0.90$, $F = 52.229$, $P = 0.05$) y la pedregosidad ($R = 0.78$, $F = 18.23$, $P = 0.05$), el número de plántulas disminuye; los árboles padre por hectárea ($R = 0.56$, $F = 5.104$, $P = 0.05$) no fueron significativos en la regeneración (Valencia, 1992).

Como puede observarse los sistemas de manejo forestal en México no han sido de todo satisfactorios, ya que solo tratan de aumentar la producción de madera, no obstante, se ha hecho posible entender la exigencia de cambiar de una política forestal que enfoca a la

madera como único o principal producto, a otra donde los productos no maderables, los servicios ambientales del bosque y sus otros valores tengan niveles comparables de atención (Mendoza y Del Ángel, 1999; Long, et al. 2004).

6. Los diseños de muestreo y su relación con los parámetros estructurales y las propiedades de las comunidades vegetales

El muestreo de la vegetación es básico para poder estimar los parámetros de las comunidades, sin embargo, es muy complejo explicar la estructura debido a que existe una fuerte interacción de los factores abióticos y bióticos, ya que los rodales varían de acuerdo a la altitud, exposición, humedad, pendiente, estructura y composición de las especies (Rosales, 1994). Existen diversos tipos de muestreos, pero el muestreo dirigido se ha utilizado en gran parte en los bosques. Según Kent y Coker (1994), este muestreo tiene dos puntos de partida: el primero de ellos se dirige al muestreo con base a un criterio humano que pretende buscar las condiciones medias del bosque que se desea muestrear, o que presentan todas las condiciones que podrían encontrarse dentro del bosque en estudio. El segundo, se basa en la suposición de que se muestrea al azar, por el hecho de encontrarse en lugares cuya ubicación no obedece al criterio humano en forma directa, posiciones que se les considera aleatorias sin serlo. Actualmente, este tipo de muestreo se sigue aplicando, ya que para tener una muestra representativa es necesario, en el caso del manejo forestal ubicar los rodales que tengan ciertas características y efectos que las prácticas silvícolas hayan ocasionado (Figueroa-Rangel y Olvera-Vargas, 2000; Vetaas, 2000).

Con el objetivo de evaluar la composición y estructura, las unidades de muestreo son anidadas para las diferentes formas y tienen que ser replicadas para obtener una mayor representación (Kent y Coker, 1994). A menudo los investigadores han utilizado mezclas de los diferentes tipos y unidades de muestreo. Según Kent y Coker (1994), la unidad de muestreo en forma de cuadrado pretende establecer un área estándar para estudiar a la vegetación, la cual se basa en el concepto de área-mínima del tamaño de los cuadros de muestreo, teniendo para cada biotipo un tamaño determinado, es decir, para briofitas (0.5 m x 0.5 m), pastizales (1 m x 1 m y 2 m x 2 m), herbáceas (2 m x 2 m y 4 m x 4 m), arbustos (10 m x 10 m), y árboles (20 m x 20 m y 50 m x 50 m). Sin embargo, los diversos diseños de muestreos están sujetos a las condiciones ambientales del lugar y al tipo de vegetación, así como a los objetivos de cada investigador (Vetaas, 2000). Debido a lo anterior, existe una gran variabilidad en las unidades de muestreo.

Los árboles son componentes fundamentales de la estructura de un bosque. El crecimiento de un árbol está representado por el aumento de sus dimensiones: diámetro, altura, área basal y volumen (De la Fuente et al., 1998). La regeneración de un bosque es comúnmente evaluada a través de las distribuciones de clases-tamaños, principalmente de diámetro a la altura de pecho (Vetaas, 2000) y en menor medida de área basal o altura. Lo anterior se fundamenta en que el crecimiento y fecundidad de una población de plantas es más dependiente del tamaño que de la edad (Vetaas, 2000). Por lo cual, para evaluar el efecto de perturbaciones en la dinámica y estructura de los ecosistemas forestales, ya sea con fines silvícolas o ecológicos, es necesario conocer y medir las dimensiones arbóreas. Generalmente, la estructura de un bosque es dividida en clases diamétricas para saber los efectos que están teniendo las perturbaciones en los diferentes estadios de la vegetación a

corto, mediano y largo plazo (Vetaas, 2000). El diámetro a la altura de pecho (DAP) se mide a la altura de un metro por encima del nivel promedio del suelo del lado cuesta arriba del terreno, pues se considera que el árbol a esta altura se encuentra establecido (Valencia, 1992). Los instrumentos para medir el DAP son el calibrador o una cinta diamétrica. El área basal es el área en metros cuadrados del corte transversal de un árbol a la altura de pecho y la suma total de las áreas basales arbóreas es el área basal por hectárea. El área basal del árbol se calcula con $A = \pi r^2$ o $\pi (\text{DAP})^2 / 4$ o $0.7854 (\text{DAP})^2$. Se utiliza a menudo para medir la densidad del rodal. Además, se considera como un parámetro que afecta la regeneración en los ecosistemas forestales (Negreros y Snook, 1984). Con la altura de los árboles se determina la altura promedio del dosel, pero con las distribuciones de frecuencias de altura se puede determinar el número de estratos que componen a un bosque. La altura de las plántulas se mide directamente con una estaca graduada o con cinta métrica, pero con árboles mayores de 20 m se calcula con un hipsómetro, el cual se basa en principios geométricos o trigonométricos. No obstante, se puede estimar la altura mediante la observación. Estos parámetros comúnmente se relacionan con la composición de especies para conocer el estado sucesional del bosque (Quintana-Ascencio y González-Espinosa, 1993).

Ejemplos de estos muestreos se exponen a continuación. En Nepal (Vetaas, 2000), la aplicación de un diseño de muestreo fue llevado cabo con el objetivo de entender el efecto de los factores ambientales sobre la regeneración de encino en un bosque sin perturbaciones (bosque I) y en un bosque perturbado (bosque II). Se ubicaron 93 parcelas de 100 m². En el bosque I se localizaron 30 parcelas, mientras que en el bosque II, 63. En cada parcela se midió el DAP de todos los *Quercus semecarpifolia* que tuvieran una altura mayor a 1.37 m, los reclutamientos fueron medidos siempre y cuando contaran con un DAP menor a 10 cm.

Estos reclutamientos fueron divididos en dos: juveniles (< 1.37 m de altura y un DAP < 10 cm.) y plántulas (< 1.37 m de altura y DAP = 0). Todos los árboles de *Q. semecarpifolia* fueron divididos en 11 clases de DAP con un intervalo de 10 cm. El único inconveniente del diseño de muestreo es que se encuentra desbalanceado el número de parcelas para cada bosque. Puede notarse que fue un muestreo dirigido a una especie en particular en rodales bien establecidos con respecto a la perturbación, para así tener un muestreo representativo de la zona.

Por otro lado, Figueroa-Rangel y Olvera-Vargas (2000) realizaron un estudio con el objetivo de entender la dinámica de la composición de un bosque de *Quercus crassipes* en la Sierra de Manantlán, Jalisco. El muestreo consistió en dos etapas, una en 1991 y otra en 1994, donde se establecieron 32 sitios circulares permanentes cada uno con un área de 500 m². Dentro de cada sitio permanente se enumeraron, etiquetaron y se registraron todas las especies de los árboles adultos (> 5 cm de DAP). Al centro del círculo se delimitó otro sitio circular con un área de 50 m² para el registro de árboles juveniles (< 5 cm de DAP y > 1.30 m de altura). Para evaluar las plántulas (< 1.3 m de altura) se establecieron dentro del círculo mayor ocho cuadros de 1 m² (con una separación de dos metros entre cada cuadro) y se registro el número de individuos por especie.

Comparando los dos diseños de muestreo puede observarse que ambos utilizan un carácter anidado en las parcelas. El número de sitios de muestreo en la Sierra de Manantlán disminuyó, pero las parcelas aumentaron en área, respecto al anterior muestreo en Nepal, ya que las condiciones físicas de los dos lugares son muy diferentes. La forma de la parcela fue

cuadrada en Nepal, pero fue circular en la Sierra de Manantlán con el fin de evitar el efecto de borde en la vegetación.

Un componente en los diseños experimentales son las propiedades de las comunidades naturales, básicamente la riqueza de especies, la composición y la abundancia. La riqueza de especies es la noción más básica de lo que se entiende por diversidad biológica, definiéndose como el número de especies encontradas en un lugar dado (Morin, 1999). Sin embargo, es sólo una estimación, debido a que no se conocen taxonómicamente a todas las especies (Kent y Coker, 1994; Morin, 1999). La riqueza de especies se normaliza dependiendo el tamaño de la muestra y se calcula mediante índices de diversidad. Dentro de los más utilizados se encuentra el índice de Shannon-Wiener y el índice de Simpson, el cual es considerado un índice de dominancia. En estudios comparativos, el tamaño de la muestra debe ser consistente con el número de individuos, porque la riqueza de especies, los índices de diversidad y el tamaño de la muestra son interrelacionados (Schluter y Ricklefs, 1993). Una forma de analizar la abundancia de especies son las distribuciones de especies-abundancia, teniendo el supuesto de que las especies interactúan en las comunidades se clasifica la importancia de la especie, donde “1” corresponde a la especie más importante y la “s” corresponde a la menos importante en la muestra. Las relaciones de especie-abundancia se representan mediante la serie geométrica, la serie log normal, la serie logarítmica y la distribución de la vara partida (Kent y Coker, 1994; Morin, 1999). Todas estas distribuciones tienen el supuesto particular de que las especies compiten por los recursos dentro de la comunidad. Según Morin (1999), el problema de usar estas distribuciones es el de inferir la existencia de procesos circundantes, y si una muestra de especies se acomoda a un tipo de distribución particular no es garantía de que las especies se encuentren interactuando en el

escenario supuesto por la distribución. Por esta razón es que los estudios de los patrones de abundancia de especies no figuran prominentemente en la ecología de las comunidades (Morin, 1999). La composición de especies es el resultado del número de especies encontradas en una muestra, es decir, la identificación de los individuos que constituyen a la riqueza de especies. Se identifican en campo a las especies más conocidas y de las que no se tiene un conocimiento preciso se llevan con un especialista (botánico) para ser identificadas y posteriormente depositadas en algún herbario (Alba-López et al., 2003).

Los análisis de estructura, composición y regeneración nos permiten comparar a las comunidades vegetales (Delgado y Ramos, 1984). La estadística es una herramienta que nos facilita explorar y descifrar las relaciones existentes entre los factores físicos y ambientales, así como el de predecir con cierto grado de confianza la evolución del fenómeno cuando algún factor ambiental cambia (Rosales, 1994). En la mayoría de los trabajos de investigación científica, el interés básico radica en poder extrapolar los resultados de la muestra estudiada a la población en general. Cuando esto es posible se dice que el estudio tiene validez externa (Rosales, 1994). Es evidente que para poder extrapolar los resultados obtenidos de la aplicación de cualquier metodología estadística deben considerarse las condiciones bajo las cuales se desarrolla el estudio, es decir, que los sitios sean lo más homogéneamente posible (Rosales, 1994).

7. Planteamiento del problema

Los aprovechamientos forestales son un tipo de perturbación antrópica que afecta la diversidad de los bosques, así como la estructura y composición de especies, teniendo consecuencias en la regeneración de las especies económica y ecológicamente importantes, que pueden llevar a la comunidad a un grado de alteración irreversible. En México, la falta de personal especializado en recursos naturales y la escasez de investigaciones congruentes con la situación forestal, han dificultado el adecuado manejo del bosque, lo que ha favorecido la disminución en la superficie y calidad del mismo (Jiménez, 1992). Además, la información existente sobre los bosques respecto a las condiciones ecológicas-silvícolas es limitada (Franco, 1992; Jiménez, 1992; Long et al., 2004).

Al considerar a México como un país megadiverso y con vocación forestal es necesario realizar investigaciones referentes al efecto que tienen ciertas prácticas silvícolas sobre el funcionamiento de los bosques. Para ello, es conveniente efectuar intervenciones de tipo experimental que incluyan combinaciones de aprovechamientos sobre diferentes especies y su abundancia de árboles y arbustos, así como edades y tamaños del arbolado con réplicas distribuidas en cada una de las áreas que estas ocupen (Franco, 1992).

Debido a que las condiciones geográficas, climáticas, edáficas, geológicas, geomorfológicas y topográficas son muy heterogéneas en los bosques templados subhúmedos, la composición de especies varía significativamente de un lugar a otro, lo cual ocasiona que estos bosques sean los más diversos de México (Challenger, 1998). Además, los bosques subtropicales de montaña del sur de México (entre ellos los de la Sierra Norte de

Oaxaca) son considerados como altamente diversos en relación a la fauna (anfibios, reptiles, aves) y la flora (géneros: *Eupatorium*, *Salvia*, *Senecio*, *Muhlenbergia*, entre otros) (Challenger, 1998). Aunado a lo anterior, nuestro país es el más importante centro de diversidad mundial de pinos, teniendo más del 50 % (de 90 a 120) de las especies de pinos (Styles, 1993; Romeu, 1995; Challenger, 1998), de las cuales 35 son endémicas y 10 se encuentran en peligro de extinción (Romeu, 1995). Asimismo, se encuentran de 135 a 150 especies de encino, lo que convierte a México en el centro primario de diversidad de encinos del hemisferio occidental (América) (Nixon, 1993; Challenger, 1998).

Más del 60 % de las especies de pino tienen importancia económica, y 80 % de los productos forestales del país se obtienen de los bosques de pino-encino (Eguiluz, 1982; Romeu, 1995). El estado de Oaxaca ocupa el 5° lugar en superficie forestal y el tercer lugar en cuanto a explotación forestal en el país, con un volumen extraído de 1,987,719 m³ (14.8 % de la producción nacional), de los cuales 77.9 % corresponden a encino, 12.5 % a pino y 0.3 % a oyamel, otras especies representan el 9.3 % (INEGI, 1991). La región de la Sierra Norte aporta la mayor cantidad de madera de pino en el estado con una producción de 116,192 m³ (46.6 %). Además, la producción de encino de esta región es de 1,322,761 m³ (85.5 %). El distrito de Ixtlán de Juárez, ubicado en la Sierra Norte, aporta un volumen de 92,651 m³ de madera, de esta producción 79,816 m² (86.14 %) corresponde a pino y 12,217m³ (13.18 %) a encino, ocupando el segundo lugar en aprovechamiento de pino en la región (INEGI, 1991).

Los pinos tienen usos múltiples, ya que se pueden utilizar para la fabricación de muebles, viviendas y cajas para embalar productos agrícolas hasta la producción de resina que se procesa para obtener brea, aguarrás y aceite (INEGI, 1991). Los pinos también se

emplean en la producción de carbón, para la obtención de celulosa y como leña. A pesar de que los encinos no tienen un mercado tan importante económicamente en nuestro país como los pinos, su importancia radica en que son fuente de suministro local de carbón y leña (González, 1993; Espejel et al., 1999).

El aprovechamiento forestal en el país se ha realizado principalmente con dos métodos: el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM) y el Método de Desarrollo Silvícola (MDS). Sin embargo, se cuenta con muy pocos estudios que avalen la eficacia de estos métodos en la regeneración de las especies que son económica y ecológicamente importantes para mantener un uso sostenido de los ecosistemas forestales, tanto en recursos madereros como en no madereros. Debido a que los cambios en un ecosistema pueden ocurrir en periodos muy prolongados (décadas, siglos, etc.) en muchas ocasiones no es posible monitorearlos, por lo que es necesario realizar investigaciones donde se utilice el método de cronosecuencia, es decir, estimar tendencias sucesionales a partir de escenarios con distintas edades, asumiendo que se han desarrollado en condiciones similares y bajo un mismo régimen de perturbación (Valdebenito, 2002). Además, estos estudios son necesarios para poder entender la dinámica y los procesos ecológicos de los bosques donde se garantice el suministro de ciertos servicios ambientales, así como un manejo que responda a las necesidades silvícolas de la región.

8. objetivos

General:

Determinar los efectos de los tipos de aprovechamiento forestal sobre la composición, estructura y regeneración de especies del bosque templado en la Sierra Norte, Oaxaca.

Particulares:

- 1) Determinar el efecto de factores ambientales en la composición, estructura y regeneración en bosques de pino-encino en la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca.
- 2) Determinar el efecto de la edad de regeneración después de una corta selectiva en la composición, estructura y regeneración en bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca.
- 3) Comparar el efecto de diferentes tipos de manejo forestal, así como la edad de aprovechamiento en la composición, estructura y regeneración de bosques de pino-encino en la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca.

9. Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en la zona de producción de Ixtlán de Juárez, la cual se ubica en la parte suroeste del mismo (Figura 1). Ixtlán de Juárez forma parte de la Sierra Norte en el estado de Oaxaca. Éste municipio ocupa una superficie de 19,310 ha, se localiza entre los paralelos 17° 18' 16'' y 17° 34' 00'' de latitud norte y en entre los meridianos 96° 20' 00'' y 96° 21' 29'' de longitud oeste. Presenta un relieve accidentado, con predominio de lomeríos y montañas, y las pendientes varían entre 40 y 60 % (SmartWood Program, 2001). El tipo de vegetación dominante es un bosque de pino-encino que se distribuye entre 2,000 y 2,800 msnm. Según la clasificación climática de Köppen modificada por García (2004), el clima es Cb(w²)(w)igw'', es decir, templado con lluvias en veranos frescos y largos, isotermal, el mes más caliente ocurre antes del solsticio de verano (junio) y presenta canícula. La temperatura promedio anual es de 16.7 °C con poca oscilación térmica (4.1 °C). La precipitación promedio anual es de 1,043 mm, la cual se concentra principalmente en los meses de mayo a noviembre (90 %). La vertiente este de la comunidad se ve influenciada temporalmente por masas de aire tropical (huracanes) provenientes del Golfo de México, y en menor medida por masas de aire frío (Nortes) procedentes del norte del continente. En cambio, la vertiente oeste tiene muy poca influencia de vientos húmedos provenientes del Golfo de México debido a que se encuentra en sotavento, pero en verano puede ser influenciada por los vientos derivados de ciclones (Figura 2) (Challenger, 1998). El tipo de suelo en los bosques de pino-encino de esta comunidad es denominado como acrisol húmico con textura medio limosa (con una capa de detritos delgada), el cual es moderadamente susceptible a la erosión laminar (SmartWood Program, 2001).

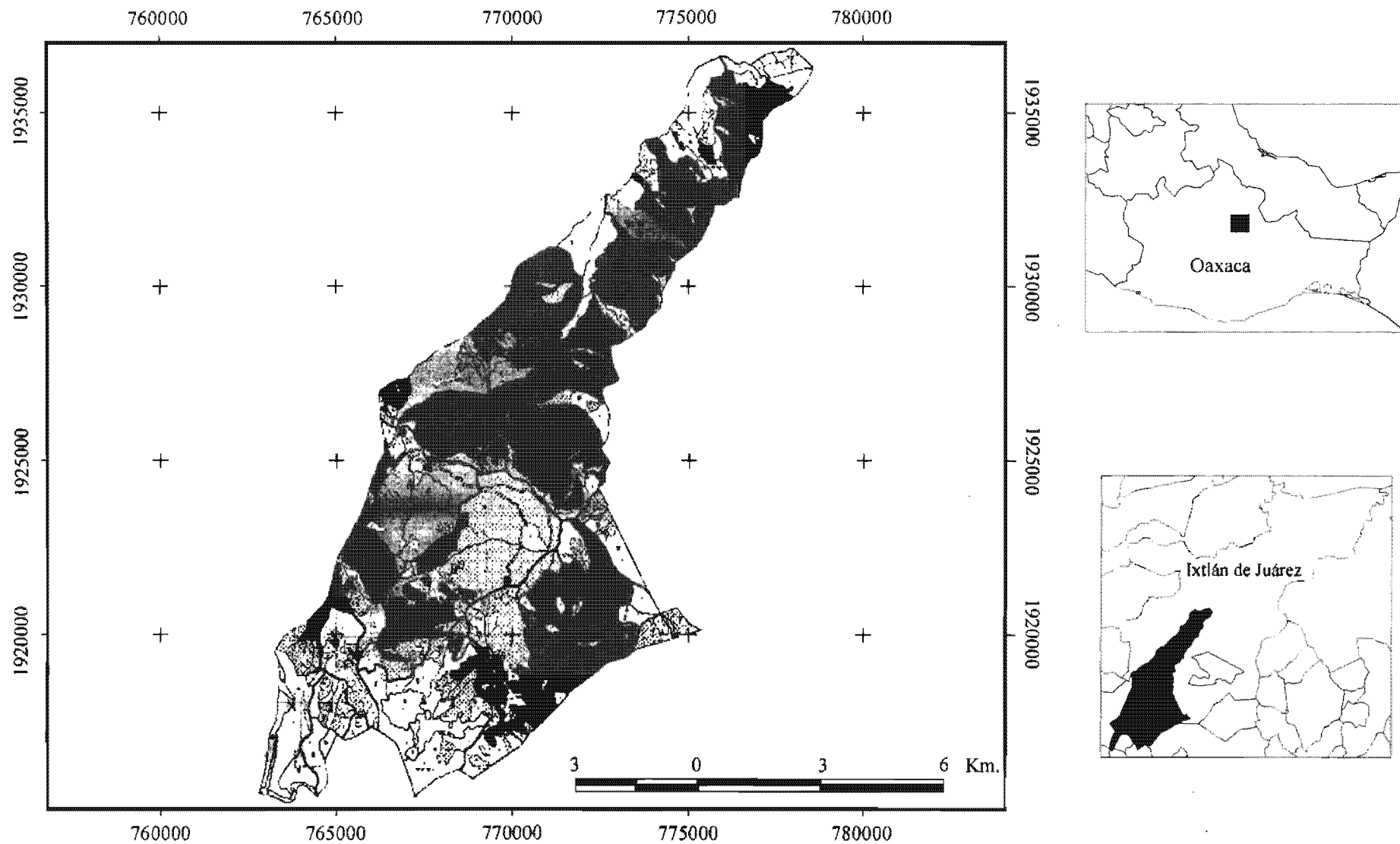


Fig. 1. Localización de la zona de estudio.

Mapa de aprovechamientos forestales proporcionado por la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca.

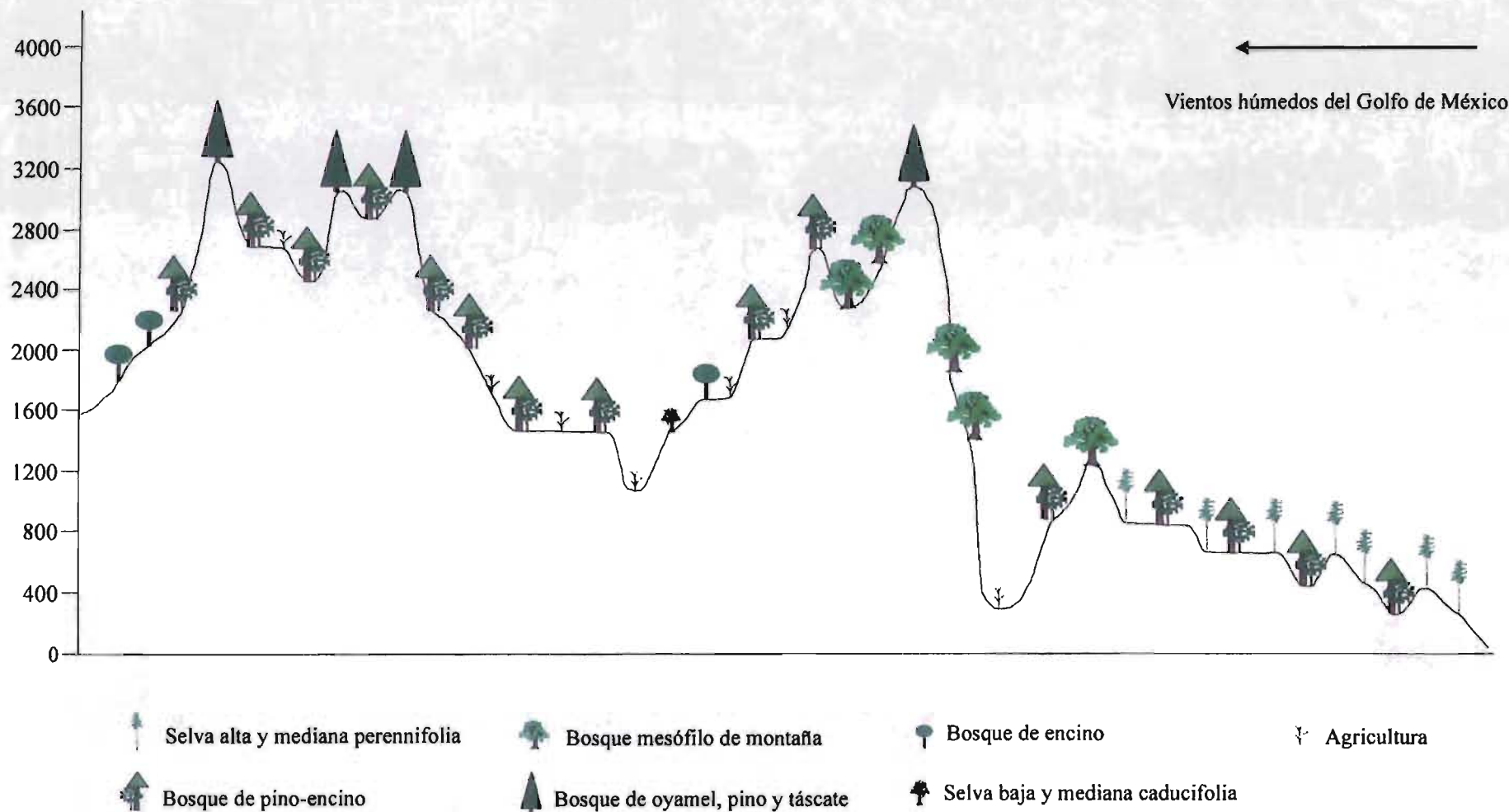


Figura 2. Perfil altitudinal de oeste-este con los tipos de vegetación presentes en la Sierra Norte de Oaxaca.

Nota: el perfil se localiza en 17° 16" de latitud norte y entre 95° 26" y 96° 76" de longitud oeste.

Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000. INEGI, 2000.

La comunidad de Ixtlán de Juárez es considerada como una de las 17 áreas más importantes del mundo debido a que alberga 12,000 especies de plantas y provee de hábitat a 1,366 especies de vertebrados, de los cuales 100 son endémicos (Ganz y Burckle, 2002). Las condiciones climáticas, topográficas y edáficas permiten la presencia de cinco tipos de vegetación: bosque de pino-encino (11,923 ha), bosque mesófilo de montaña (3,000 ha), selva húmeda perennifolia (3,000), bosque de encino (500 ha) y selva baja caducifolia (500 ha) (SmartWood Program, 2001). Sin embargo, el estudio se dirigió únicamente a los bosques de pino-encino, donde la vegetación es dominada por pinos: *P. oaxacana* (pino de zarcina grande, pino corriente), *P. pseudostrobus* (pino negro liso, laccuhedia), *P. patula* y *P. patula var. longipendunculata* (pino colorado, ye yeri utzi), *P. rudis* (yayeri vechalri), *P. teocote* (pino colorado), *P. ayacahuite* (pino real), *P. douglasiana* (pino blanco) y *P. leiophylla* (pino chino); encinos: *Q. crassifolia* (encino cucharilla rojo), *Q. rugosa* (encino roble), *Q. laurina* (encino), *Q. castanea* (ya dixia), *Q. peduncularis* (encino amarillo), *Q. obtusata* (encino amarillo, ya yu), *Q. oleoides* (encino) y *Q. conspersa* (encino negro de hoja delgada), y en menor medida por otras latifoliadas: *Arbustus xalapensis* (madroño), *Alnus acuminata* (palo de águila), *Alnus glabrata* (palo de águila), *Prunus serotina* (cerezo montés), *Cercocarpus macrophyllus* (ramoncillo, palo bendito) y *Lylisoma acapulcensis* (guaje) (Martínez, 1979; SmartWood Program, 2001).

En Ixtlán de Juárez, la empresa Fábricas de Papel Tuxtepec (FAPATUX) aprovechó el bosque desde 1940. Dicha explotación consistió en la extracción selectiva de pinos, principalmente de *P. patula*, basados en el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM) (Ganz y Burckle, 2002). Actualmente, el aprovechamiento del bosque de Ixtlán de Juárez lo realiza la Unidad Comunal Forestal, Agropecuaria y de Servicios Ixtlán (UCFAS),

bajo el mando de los comuneros pertenecientes a este municipio. Sin embargo, la aplicación de cortas selectivas, realizadas bajo el enfoque del MMOM, en el bosque de pino-encino ha ocasionado una escasa regeneración de pinos (Negreros y Snook, 1984), por lo que se han buscado diversos métodos que favorezcan su regeneración como las cortas de regeneración mediante el tratamiento de árboles padre y la prescripción de fuego, así como la modificación en la aplicación de la corta selectiva individual (Ganz y Burckle, 2002). Las especies de *Pinus* aprovechadas por importancia de producción anual son: *P. patula* var. *longepeduncularis*, *P. pseudostrobus*, *P. ayacahuite*, *P. douglasiana*, *P. rudis* y *P. teocote* (SmartWood Program, 2001).

II. MÉTODOS

1. Diseño de muestreo

Con información proporcionada por los comuneros de Ixtlán de Juárez acerca de dos condiciones contrastantes en precipitación en la Sierra Norte de Oaxaca, así como por la diferencia fisiológica de la vegetación del bosque observada en cada ambiente (en zonas húmedas existe un estrato inferior esclerófilo con arbustos ericáceos y árboles bajos, además de un estrato herbáceo muy diverso, los cuales son escasos en la parte seca (Ganz y Burckle, 2002)) se eligieron dos cronosecuencias climáticas (húmeda y seca). La cronosecuencia húmeda (CSH) influenciada por los vientos húmedos del Golfo de México con un promedio de precipitación anual de 1,300 mm, mientras que la cronosecuencia seca (CSS) orientada hacia los valles centrales de Oaxaca con una precipitación promedio anual de 800 mm. Desde

1940 la Sierra Norte de Oaxaca fue sometida a un aprovechamiento forestal mediante el método de extracción selectiva dirigida al género *Pinus* por la empresa Fábricas de Papel Tuxtepec (FAPATUX) (Negreros y Snook, 1984; Ganz y Burckle, 2002; Mathews, 2005). Con un registro temporal y espacial de los aprovechamientos forestales realizados en Ixtlán de Juárez (proporcionado por los comuneros de esta localidad) (Figura 1) se eligieron rodales con manejo mediante el método de corta selectiva, pero que tuvieran diferente edad de regeneración: cuatro sitios en la cronosecuencia húmeda (1, 5, 20 y maduro) y seis en la cronosecuencia seca (1, 5, 10, 20, 30 y maduro) (Cuadro 2). Recientemente, la comunidad de Ixtlán de Juárez ha presentado otros métodos de aprovechamiento forestal (Ganz y Burckle, 2002; Mathews, 2005). Por lo cual, se eligieron dos sitios tratados con el método de regeneración mediante el sistema de árboles padre, pero con 1 y 8 años de edad de regeneración; así como dos sitios quemados con el método de fuego prescrito con 1 y 8 años de edad (Cuadro 2). El bosque de pino-encino fue el único tipo de vegetación presente en el rodal, donde posterior a su aprovechamiento o tratamiento se ha dejado regenerar de manera natural. Para todos los sitios la pendiente y la altitud fueron similares.

En cada sitio se trazó una parcela de 50 m x 50 m (0.25 ha), la cual se dividió, perpendicular a la pendiente, en cinco subparcelas de 10 m x 50 m (Figura 3) para una mayor precisión en el muestreo. Se midió el diámetro a la altura de pecho (DAP) con cinta diamétrica y se estimó (mediante la observación) la altura de todos los árboles > 1 cm de DAP y > 1 m de altura (en el sitio con quema prescrita con ocho años de edad, se midió a todos los árboles > 1 cm de DAP aunque fueran < 1 m de altura por características propias de la estructura). La composición fue identificada a nivel de género: *Pinus* y *Quercus*. Debido a que los bosques de pino-encino tienen individuos que pertenecen a otros géneros que a los

arriba mencionados se agruparon a éstos árboles en una categoría denominada como otras especies, la cual puede incluir especies como: *A. xalapensis*, *A. acuminata*, *A. glabrata*, *P. serotina*, *C. macrophyllus* y *L. acapulcensis*, ya que han sido registradas en estos bosques (SmartWood Program, 2001). En total, fueron 14 sitios con un área muestreada de 35,000 m².

Cuadro 2. Nomenclatura usada para los sitios de estudio.

Nomenclatura	Significado
Parcelas con extracción forestal selectiva.	
BTHM	Bosque templado húmedo maduro con más de 40 años de abandono.
BTH1	Bosque templado húmedo con 1 año en regeneración.
BTH5	Bosque templado húmedo con 5 años en regeneración.
BTH20	Bosque templado húmedo con 20 años en regeneración.
BTSM	Bosque templado seco maduro con más de 40 años de abandono.
BTS1	Bosque templado seco con 1 año en regeneración.
BTS5	Bosque templado seco con 5 años en regeneración.
BTS10	Bosque templado seco con 10 años en regeneración.
BTS20	Bosque templado seco con 20 años en regeneración.
BTS30	Bosque templado seco con 30 años en regeneración.
Parcelas con diferente manejo forestal.	
Q1	Bosque quemado con 8 años en regeneración.
Q2	Bosque quemado con 1 año en regeneración.
R1	Bosque con corta de regeneración (Árboles padre) con 8 años de edad..
R2	Bosque con corta de regeneración (Árboles padre) con 1 año de edad.

Dentro de la parcela de 0.25 ha de los sitios con 1 y 20 años y en el maduro (con una edad aproximada > 40 años) de las cronosecuencias húmeda y seca, así como en los dos sitios quemados y en los dos con corta de regeneración se ubicaron 25 cuadrantes de 1 x 1 m

(Figura 3) para medir el número y altura (con una cinta métrica) de las plántulas de pino y de encino < 1 cm de DAP y < 1 m de altura. Fueron en total 350 cuadrantes representando un área de 350 m^2 .

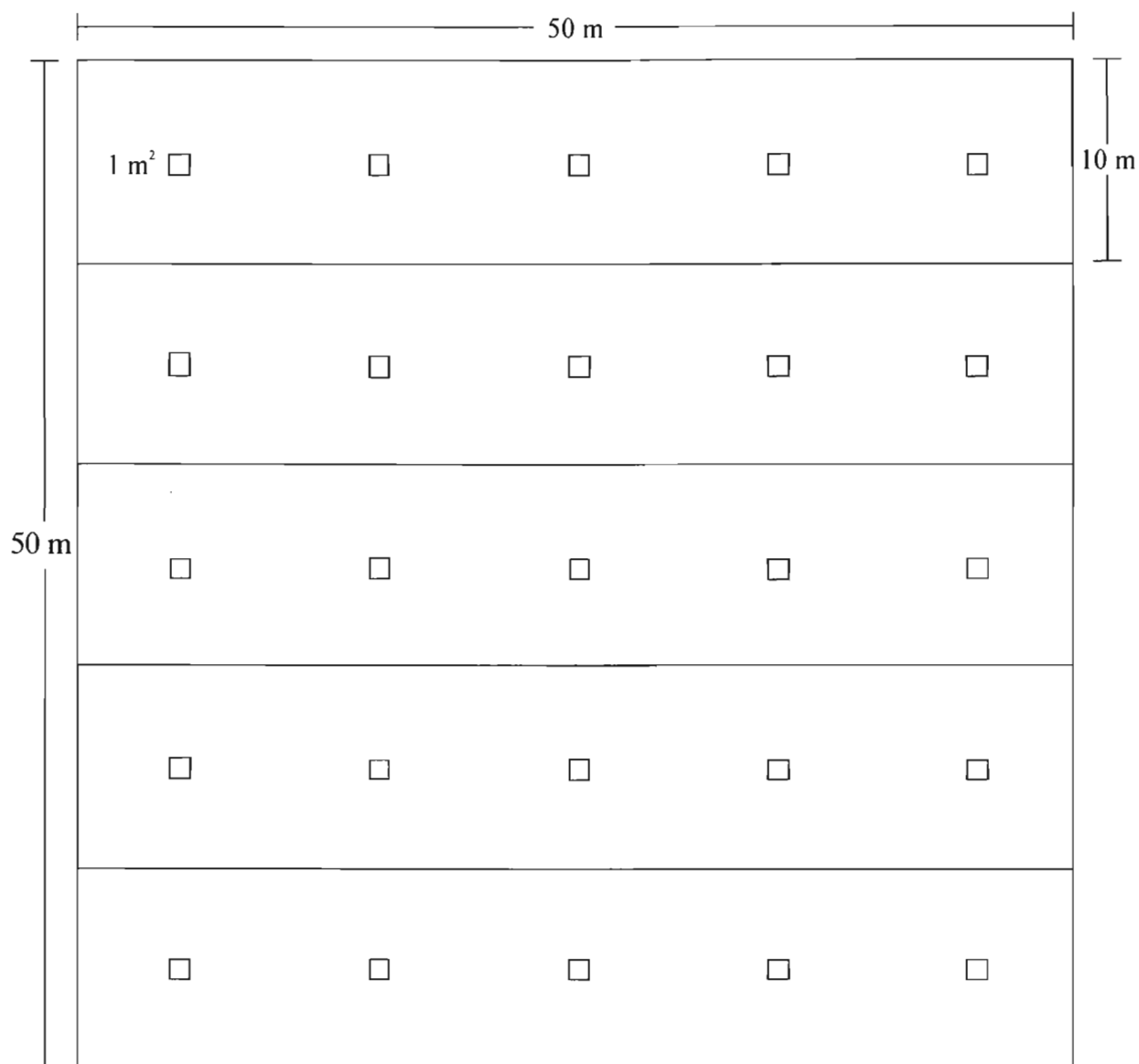


Figura 3. Diseño de la parcela de muestreo.

Nota: la parcela de 50×50 m fue utilizada para muestrear árboles. Se dividió en cinco subparcelas de 10×50 m para efectos de evitar que se midiera dos veces un mismo árbol. Los cuadros de 1×1 m se utilizaron para muestrear plántulas.

2. Análisis estadísticos

En total, fueron 9,701 árboles registrados en los 14 sitios. Se elaboró una base de datos con el número de individuos, diámetro a la altura de pecho (DAP) y altura obtenidos en campo. Debido a que al perímetro a la altura de pecho (PAP) es denominado tradicionalmente como diámetro a la altura de pecho, el valor del DAP de cada árbol se dividió entre dos para obtener el radio, lo cual sirvió para la obtención del área basal en $\text{cm}^2 \text{ha}^{-1}$ para cada árbol mediante la fórmula:

$$\text{Área basal individual} = \pi r^2$$

Donde: $\pi = 3.141592654$

r = radio de cada árbol

Después se multiplicó por cuatro para obtener el área basal individual por hectárea ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$). Dichos cálculos de radio y área basal individual por hectárea fueron agregados a la base de datos. En cada sitio se sumó el DAP individual y se dividió entre el número de individuos registrados en la parcela con el fin de obtener el DAP promedio. Lo anterior fue repetido para la altura y área basal. Se multiplicó el número de árboles registrados por cuatro para obtener la densidad. Un total de 1,835 plántulas fueron registradas. Se elaboró una base de datos del número de plántulas y su altura. Asimismo, se calculó la densidad de plántulas. Dichos procesos se realizaron para el total de árboles sin distinguir la composición, así como por género. En cada sitio y en cada cronosecuencia.

Las variables dependientes fueron: densidad, área basal, DAP y altura de árboles, así como densidad y altura de plántulas. Los factores fueron: a) precipitación, b) edad de regeneración y c) tipo de manejo y edad de regeneración. Con el objetivo de contrastar las diferencias entre las variables dependientes entre sitios y entre cronosecuencias se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para cada factor. Dos análisis de varianza de medias de una vía para la precipitación y la edad de regeneración en sitios con extracción selectiva. Un análisis de varianza de medias de dos vías para probar el efecto del tipo de manejo y edad de regeneración. Para probar si tales diferencias en las variables dependientes se debían a los factores se llevaron a cabo las pruebas de Tukey y Bonferroni con una confiabilidad del 95 %. Las pruebas fueron hechas con el programa SSPS for Windows 9.0. (1998).

Con el objetivo de observar la estructura arbórea de los bosques se elaboraron distribuciones de frecuencias de DAP, área basal y altura, para el total de individuos sin distinguir composición y por género. Asimismo, se elaboraron distribuciones de frecuencias de altura de plántulas total y por género. Estas distribuciones de frecuencias fueron hechas para cada sitio y para cada cronosecuencia. Con el programa SSPS for Windows 9.0. (1998) se calculó el sesgo para cada distribución de frecuencia.

III. RESULTADOS

1. Densidad, diámetro a la altura de pecho (DAP), área basal, altura y composición de individuos

Efecto de la precipitación

La precipitación afectó significativamente la densidad ($F = 18.708$; $P = 0.000$) y la altura ($F = 6.361$; $P = 0.017$) de los árboles. La densidad total arbórea de la cronosecuencia seca fue 1.4 veces mayor que la de la cronosecuencia húmeda (Cuadro 3). En cambio, la altura fue 1.1 veces mayor en la cronosecuencia húmeda que en la seca (Cuadro 3). A pesar de que la precipitación no afectó estadísticamente al DAP ($F = 2.138$; $P = 0.153$) ni al área basal ($F = 1.274$; $P = 0.267$) de los árboles, la cronosecuencia húmeda tuvo individuos con un mayor DAP, pero con un área basal menor que los árboles de la cronosecuencia seca (Cuadro 3).

Cuadro 3. Densidad, DAP, área basal y altura arbórea bajo condiciones de precipitación contrastantes.

	Densidad (No. Ind. ha ⁻¹)	DAP (cm)	Área Basal (m ² ha ⁻¹)	Altura (m)
CSH	6,976 ± 410.34 b	14.06 ± 3.20 a	11.78 ± 4.04 a	11.30 ± 2.01 a
CSS	9,844 ± 858.15 a	12.74 ± 3.41 a	13.16 ± 5.10 a	9.94 ± 1.81 b

CSH: cronosecuencia húmeda, CSS: cronosecuencia seca.

Las letras distintas indican un efecto significativo de la precipitación ($P < 0.05$).

Se presentó una jerarquía en la composición arbórea en cuanto al DAP, área basal y altura en cada una de las cronosecuencias (Cuadro 4). Por ejemplo, en la cronosecuencia húmeda, el DAP de los pinos fue mayor de 20 cm, el de los encinos de 10 cm, y para otras especies < 5 cm (Cuadro 4). El área basal tuvo una gran variación en la cronosecuencia húmeda ($27.08 \pm 5.53 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para pinos; $7.05 \pm 1.96 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para encinos y $0.69 \pm 0.24 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para otras especies). Finalmente, los pinos tuvieron una altura cercana a los 20 m, los encinos próxima a los 10 m y otras especies menor de 5 m en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 4). En el flanco húmedo, la densidad de árboles de encinos fue 3.2 veces mayor que la de los pinos y 5.4 veces mayor que la de otras especies (Cuadro 4). De la misma forma, la cronosecuencia seca exhibió una jerarquía en la composición de géneros semejante a la que se presentó en la cronosecuencia húmeda con relación al DAP, área basal y altura (Cuadro 4). La cronosecuencia seca tuvo mayor densidad de *Quercus* ($6,484 \pm 775.85 \text{ Ind. ha}^{-1}$). Sin embargo, la densidad fue menor para los pinos ($1,244 \pm 106.12 \text{ Ind. ha}^{-1}$) y otras especies ($2,116 \pm 275.28 \text{ Ind. ha}^{-1}$).

La densidad de la composición arbórea entre las cronosecuencias varió según el género y la precipitación (Cuadro 4). La cronosecuencia húmeda tuvo 180 pinos más por hectárea que la cronosecuencia seca (Cuadro 4), pese a lo anterior, la densidad de pinos no fue afectada estadísticamente por la humedad ($F = 1.032$; $P = 0.317$). La precipitación afectó significativamente la densidad de encinos ($F = 7.682$; $P = 0.009$) y otras especies ($F = 11.166$; $P = 0.002$), ya que la cronosecuencia seca presentó 1,792 encinos y 1,256 otras especies más por hectárea que la cronosecuencia húmeda (Cuadro 4). Asimismo, la precipitación tuvo efectos diferenciales en la composición arbórea en relación al DAP, el área basal y la altura de los árboles (Cuadro 4). Los pinos de la cronosecuencia seca fueron de

mayor altura y DAP que los de la cronosecuencia húmeda (Cuadro 4). Sin embargo, solamente el DAP fue estadísticamente afectado por el grado de humedad ($F = 6.956$; $P = 0.013$). El área basal de los pinos presentó diferencias significativas entre las cronosecuencias ($F = 14.411$; $P = 0.001$), ya que la cronosecuencia seca tuvo pinos de mayor área basal ($50.58 \pm 12.70 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) que los de la húmeda ($27.08 \pm 5.53 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). La precipitación afectó significativamente el DAP ($F = 6.007$; $P = 0.020$) y el área basal ($F = 7.383$; $P = 0.011$) de los árboles de encino. Por ejemplo, la cronosecuencia húmeda tuvo encinos más anchos y con mayor área basal que los de la cronosecuencia seca (Cuadro 4). La altura de los encinos no dependió de la precipitación (Apéndice, Cuadro 1b). El DAP, el área basal y la altura de los árboles de otras especies no tuvieron diferencias significativas (Apéndice, Cuadro 1b). No obstante, fueron mayores en la cronosecuencia seca que en la húmeda (Cuadro 4).

Cuadro 4. Densidad, DAP, área basal y altura arbórea por género en condiciones de precipitación contrastantes.

	<i>Pinus</i>		<i>Quercus</i>		Otras spp.	
	CSH	CSS	CSH	CSS	CSH	CSS
Densidad (No. Ind. ha ⁻¹)	1,424 ± 123.36 a	1,244 ± 106.12 a	4,692 ± 386.66 b	6,484 ± 775.85 a	860 ± 95.90 b	2,116 ± 275.28 a
DAP (cm)	24.60 ± 3.30 b	33.19 ± 6.74 a	10.94 ± 1.58 a	9.15 ± 1.69 b	3.37 ± 0.50 a	4.39 ± 0.72 a
Área Basal (m ² ha ⁻¹)	27.08 ± 5.53 b	50.58 ± 12.70 a	7.05 ± 1.96 a	5.00 ± 1.18 b	0.69 ± 0.24 a	1.41 ± 0.62 a
Altura (m)	19.51 ± 0.88 a	22.13 ± 3.33 a	9.10 ± 1.26 a	7.97 ± 0.83 a	3.71 ± 0.73 a	4.42 ± 0.39 a

CSH: cronosecuencia húmeda, CSS: cronosecuencia seca.

Las letras distintas indican un efecto significativo de la precipitación ($P < 0.05$).

Efecto de la edad de regeneración

La cronosecuencia húmeda tuvo diferencias significativas en densidad ($F = 17.449$; $P = 0.000$); DAP ($F = 26.936$; $P = 0.000$), área basal ($F = 24.243$; $P = 0.000$) y altura ($F = 17.438$; $P = 0.000$) de los árboles respecto a los bosques con diferente edad de regeneración. Por ejemplo, los sitios BTHM y BTH5 tuvieron más de 1,000 Ind. ha⁻¹, pero el bosque de 20 años fue el de mayor densidad (Cuadro 5). El bosque de 5 años y el maduro tuvieron individuos con mayor DAP que los de 1 y 20 años de la cronosecuencia húmeda (Cuadro 5). El área basal de los árboles en la cronosecuencia húmeda presentó una gran oscilación de 4.71 ± 0.36 m² ha⁻¹ en el bosque de 20 años hasta 21.70 ± 1.38 m² ha⁻¹ en el de 5 años. En los sitios de la cronosecuencia húmeda, la altura del dosel fue menor a 10 m (Cuadro 5), exceptuando al bosque de 5 años.

En la cronosecuencia seca, la edad de regeneración influyó de manera significativa en la densidad ($F = 18.192$; $P = 0.000$), DAP ($F = 44.061$; $P = 0.000$), área basal ($F = 24.447$; $P = 0.000$) y altura ($F = 50.460$; $P = 0.000$) de los árboles. La densidad arbórea se incrementó con la edad de regeneración, excepto en el bosque maduro (Cuadro 5). El bosque de 1 año y el maduro presentaron mayor DAP que los demás sitios de la cronosecuencia seca (Cuadro 5). Asimismo, el área basal en la cronosecuencia seca fue menor en los bosques de un año y maduro (Cuadro 5). La altura del dosel en los bosques secos secundarios de 5 y 30 años fue menor a 8 m (Cuadro 5). Es importante señalar que el sitio de un año presentó los individuos con mayor DAP, altura y área basal en la cronosecuencia seca (Cuadro 5).

Se presentaron diferencias en la densidad, DAP, área basal y altura de los árboles en los sitios con una misma edad de regeneración, pero diferente grado de humedad. La densidad de los bosques de la cronosecuencia seca fue significativamente mayor que en los de la cronosecuencia húmeda, excepto el sitio de 1 año (Cuadro 5). Los bosques maduros húmedo y seco tuvieron árboles con un DAP similar (Cuadro 5). Los bosques de 5 y 20 años de la cronosecuencia húmeda tuvieron mayor DAP que los de su contraparte en el flanco seco (Cuadro 5). En cambio, el bosque de un año seco tuvo 2.4 veces mayor DAP arbóreo que el sitio de un año húmedo (Cuadro 5). Los sitios maduro y un año en la parte seca tuvieron mayor área basal arbórea que los bosques de la misma edad en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 5). El bosque de 5 años húmedo tuvo mayor área basal en los árboles ($21.70 \pm 1.38 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) que el bosque de 5 años seco ($4.61 \pm 0.65 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Los bosques de 20 años en ambas cronosecuencias tuvieron un área basal arbórea similar (Cuadro 5). El bosque maduro y el de un año de la vertiente seca tuvieron árboles más altos que los sitios de la misma edad en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 5). En cambio, los bosques de 5 y 20 años de la cronosecuencia húmeda presentaron individuos más altos que sus contrarios en el lado seco (Cuadro 5).

Cuadro 5. Densidad, DAP, área basal y altura arbórea en sitios con condiciones de precipitación contrastantes que presentan diferente edad de regeneración después de un aprovechamiento forestal selectivo de pino.

	Densidad (No. Ind. ha ⁻¹)	DAP (cm)	Área Basal (m ² ha ⁻¹)	Altura (m)
CSH				
BTHM	1,308 a	15.56 ± 0.85 b	15.03 ± 1.44 b	9.76 ± 0.49 a
BTH1	1,656 a	8.58 ± 0.50 a	5.68 ± 0.76 a	8.52 ± 0.42 a
BTH5	1,088 a	22.50 ± 0.82 c	21.70 ± 1.38 b	17.28 ± 0.49 b
BTH20	2,924 b	9.60 ± 0.28 a	4.71 ± 0.36 a	9.66 ± 0.21 a
CSS				
BTSM	1,460 a	15.79 ± 0.99 b	19.04 ± 1.80 ^b	11.38 ± 0.54 c
BTS1	584 a	20.93 ± 1.53 c	24.55 ± 3.04 b	14.40 ± 0.95 d
BTS5	3,608 b	7.07 ± 0.32 a	4.61 ± 0.65 a	6.63 ± 0.20 b
BTS10	3,848 b	4.53 ± 0.22 a	2.15 ± 0.35 a	4.04 ± 0.14 a
BTS20	4,192 b	7.15 ± 0.29 a	4.47 ± 0.64 a	7.35 ± 0.21 b
BTS30	4,932 b	6.58 ± 0.30 a	4.95 ± 0.63 a	5.57 ± 0.15 ab

CSH: cronosecuencia húmeda; BTH: bosque templado húmedo maduro y de 1, 5 y 20 años; CSS: cronosecuencia seca; BTS: bosque templado seco maduro y de 1, 5, 10, 20y 30 años.
Las letras distintas indican un efecto significativo de la edad (P < 0.05).

En los sitios de la cronosecuencia húmeda, la densidad fue distinta entre géneros (Cuadro 6). El bosque maduro y los de 1 y 10 años significativamente tuvieron mayor densidad de encinos que de pinos (Cuadro 6). El bosque de 5 años tuvo mayor densidad de pinos que de encinos y otras especies (Cuadro 6). El crecimiento (DAP/área basal) de los pinos en los bosques húmedos fue mayor y más altos, seguido por los encinos y otras especies (Cuadro 6).

La densidad de géneros varió en cada uno de los sitios que componen la cronosecuencia seca (Cuadro 6). Por ejemplo, se presentó una densidad similar entre ambos

géneros en bosque maduro seco (Cuadro 6). Sin embargo, el bosque de un año seco tuvo mayor densidad de encinos que de pinos y otras especies (Cuadro 6). El bosque de 5 años tuvo una gran densidad de encinos y otras especies en comparación con los pinos (Cuadro 6). El bosque de 10 años tuvo mayor densidad de individuos de pino y encino, pero pocos árboles de otras especies (Cuadro 6). Los bosques de 20 y 30 años tuvieron mayor densidad de encinos que de pinos y otras especies (Cuadro 6). En los bosques de la cronosecuencia seca los pinos tuvieron mayor DAP, área basal y altura que los árboles de encinos y otras especies, excepto en el bosque de 10 años (Cuadro 6).

En la cronosecuencia húmeda la edad de aprovechamiento afectó estadísticamente a la densidad de los árboles de pinos ($F = 9.221$; $P = 0.001$). El bosque maduro y el de 20 años tuvieron mayor densidad de pinos que el de un año y que el de 5 años (Cuadro 6). La densidad de los encinos varió de 2,136 Ind. ha⁻¹ en el bosque de 20 años a 320 Ind. ha⁻¹ en el bosque de 5 años en la cronosecuencia húmeda. Debido a lo anterior, la densidad de encinos fue estadísticamente afectada por la edad ($F = 10.866$; $P = 0.000$). El bosque de 20 años presentó mayor densidad de otras especies que los demás sitios en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 6). El DAP de los pinos fue estadísticamente mayor ($F = 6.567$; $P = 0.004$) en el sitio maduro y en el de 5 años que en los de 1 y 20 años de la cronosecuencia húmeda (Cuadro 6). El bosque de 5 años tuvo encinos con un DAP estadísticamente mayor ($F = 5.066$; $P = 0.012$) que en los demás bosques de la cronosecuencia húmeda (Cuadro 6). El área basal de los pinos en la cronosecuencia húmeda fue afectada estadísticamente por la edad de regeneración ($F = 4.354$; $P = 0.020$): el bosque maduro tuvo mayor área basal que el de 20 años (Cuadro 6). Asimismo, la edad de aprovechamiento afectó estadísticamente al área basal del género *Quercus* en la cronosecuencia húmeda ($F = 5.959$; $P = 0.006$): en el bosque de 5 años

el área basal de los encinos fue mayor que en el maduro y que en los de 1 y 20 años (Cuadro 6). La altura de los pinos fue cercana a los 20 m en los sitios de la cronosecuencia húmeda (Cuadro 6). La altura de los encinos en la cronosecuencia húmeda fue estadísticamente afectada por la edad de regeneración ($F = 5.431$; $P = 0.009$), pues el sitio de 5 años tuvo a los árboles de encino más altos de la cronosecuencia (Cuadro 6).

En la cronosecuencia seca la densidad de los pinos fue afectada estadísticamente por la edad de regeneración ($F = 32.172$; $P = 0.000$). La densidad de los encinos fue afectada significativamente por la edad de los bosques ($F = 21.365$; $P = 0.000$): el sitio de 1 año y el maduro tuvieron menor densidad de encinos que los bosques de 5, 10, 20 y 30 años (Cuadro 6). El bosque de 5 años fue estadísticamente diferente ($F = 6.600$; $P = 0.001$) al resto de los sitios de la cronosecuencia seca, debido a la gran densidad de otras especies (Cuadro 6). La edad de regeneración afectó estadísticamente el DAP de los pinos ($F = 15.282$; $P = 0.000$) y encinos ($F = 17.551$; $P = 0.000$) en la cronosecuencia seca. El bosque de un año tuvo a los pinos con un mayor DAP (47.72 ± 2.18 cm), en cambio, el sitio de 10 años presentó pinos con el menor DAP (4.32 ± 0.45 cm) de la cronosecuencia seca. El bosque de un año tuvo encinos con un mayor DAP que el resto de los bosques de la cronosecuencia seca (Cuadro 6). A pesar de que el DAP de otras especies fue estadísticamente afectado por la edad ($F = 3.675$; $P = 0.013$), los árboles no tuvieron un DAP mayor a 5 cm (Cuadro 6). El área basal de los pinos fue estadísticamente heterogéneo en la cronosecuencia seca ($F = 10.300$; $P = 0.000$), pues el bosque de 1 año tuvo árboles de pino con un área basal de 76.94 ± 5.95 m² ha⁻¹, en cambio, el bosque de 10 años solamente 3.26 ± 0.79 m² ha⁻¹. En la cronosecuencia seca, el área basal de los encinos fue mayor en los bosques maduro y de 5 años que en los de 10, 20 y 30 años (Cuadro 6). Sin embargo, en el bosque de un año seco los árboles de encino

presentaron mayor área basal (Cuadro 6) ($F = 11.213$; $P = 0.000$). Los bosques secos de 5, 20 y 30 años tuvieron pinos más altos que los del sitio de 10 años, pero fueron de menor altura que los pinos de el bosque maduro y que los de un año (Cuadro 6) ($F = 16.471$; $P = 0.000$). Asimismo, las alturas de los encinos en la cronosecuencia seca fueron estadísticamente diferentes ($F = 5.925$; $P = 0.001$): el bosque de 1 año tuvo los encinos más altos de la cronosecuencia (Cuadro 6). El bosque maduro y los de 5 y 20 años tuvieron encinos más altos que los individuos del mismo género en los sitios de 10 y 30 años en la cronosecuencia seca (Cuadro 6). A pesar de que la altura de otras especies en la cronosecuencia seca fue afectada por la edad de regeneración ($F = 3.154$; $P = 0.025$), los árboles fueron menores de 5 m, excepto en el bosque de 20 años (Cuadro 6).

La respuesta de la composición arbórea del bosque de pino-encino al tiempo de regeneración después de una extracción selectiva de pino fue diferente entre las cronosecuencias (Cuadro 6). Por ejemplo, los bosques de la cronosecuencia seca tuvieron mayor densidad de pinos que los sitios húmedos, excepto el bosque de 5 años (Cuadro 6). Los bosques húmedos maduro y de un año tuvieron mayor densidad de encinos que los bosques de la misma edad en la cronosecuencia seca (Cuadro 6). En cambio, los bosques de 5 y 20 años secos tuvieron mayor densidad de encinos que sus contrarios en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 6). El bosque de 5 años seco tuvo 14.5 veces mayor densidad de otras especies que el sitio de 5 años húmedo (Cuadro 6). El bosque maduro y los de 1 y 5 años de la cronosecuencia seca tuvieron mayor DAP, área basal y altura que los sitios de su misma edad en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 6). El bosque de 20 años húmedo tuvo pinos más altos y con mayor DAP, pero menor área basal que los del sitio de 20 años seco (Cuadro 6). Los sitios de 5 y 20 años tuvieron individuos de encino más altos, más anchos y con mayor

área basal en la cronosecuencia húmeda que en la seca (Cuadro 6). Sin embargo, los encinos en el sitio de 1 año seco tuvieron 1.6 veces mayor DAP y área basal y 1.2 veces mayor altura que los encinos del sitio de 1 año húmedo (Cuadro 6). El bosque maduro húmedo tuvo encinos con mayor DAP y área basal, pero menos altos que en el sitio maduro seco (Cuadro 6). El DAP de otras especies fue mayor en la cronosecuencia seca que en la húmeda (Cuadro 6), menos en el sitio maduro. El sitio de 20 años seco tuvo 2.4 veces mayor área basal de otras especies que su contrario en la cronosecuencia húmeda, a pesar de tener individuos de la misma altura (Cuadro 6).

Cuadro 6. Densidad, DAP, área basal y altura arbórea por género en sitios con condiciones de precipitación contrastantes que presentan diferente edad de regeneración después de un aprovechamiento forestal selectivo de pino.

	Densidad (No. Ind. ha ⁻¹)	DAP (cm)	Área Basal (m ² ha ⁻¹)	Altura (m)
CSH				
<i>Pinus</i>				
BTHM	364 ab	31.75 ± 1.71 b	39.93 ± 3.70 b	20.04 ± 0.83 a
BTH1	84 a	20.91 ± 4.56 a	26.80 ± 9.24 ab	19.13 ± 2.81 a
BTH5	680 b	28.38 ± 0.79 ab	28.65 ± 1.63 ab	21.56 ± 0.34 a
BTH20	296 a	17.37 ± 1.22 a	12.93 ± 1.89 a	17.31 ± 0.71 a
<i>Quercus</i>				
BTHM	860 ab	9.93 ± 0.64 a	5.91 ± 0.82 a	6.13 ± 0.36 a
BTH1	1,376 b ^c	8.50 ± 0.51 a	5.08 ± 0.68 a	8.43 ± 0.45 ab
BTH5	320 a	15.61 ± 1.44 b	12.86 ± 2.53 b	12.24 ± 0.83 b
BTH20	2,136 c	9.71 ± 0.28 a	4.35 ± 0.37 a	9.59 ± 0.21 ab
Otras spp.				
BTHM	84 a	3.12 ± 0.47 a	0.45 ± 0.15 a	2.35 ± 0.40 a
BTH1	196 ab	3.82 ± 0.51 a	0.86 ± 0.25 a	4.56 ± 0.35 a
BTH5	88 a	2.10 ± 0.26 a	0.18 ± 0.05 a	2.60 ± 0.18 a
BTH20	492 b	4.46 ± 0.41 a	1.29 ± 0.53 a	5.35 ± 0.31 a
CSS				
<i>Pinus</i>				
BTSM	480 a	37.27 ± 1.65 cd	53.86 ± 3.82 c	23.57 ± 0.70 bc
BTS1	148 a	47.72 ± 2.18 d	76.94 ± 5.95 c	30.62 ± 1.22 c
BTS5	108 a	32.42 ± 5.26 bc	55.64 ± 13.86 bc	19.45 ± 2.31 b
BTS10	1,648 b	4.32 ± 0.45 a	3.26 ± 0.79 a	4.45 ± 0.31 a
BTS20	508 a	15.37 ± 1.46 ab	15.86 ± 4.07 ab	14.88 ± 0.88 b
BTS30	320 a	30.89 ± 2.56 bcd	46.29 ± 6.68 bc	19.30 ± 1.06 b
<i>Quercus</i>				
BTSM	388 a	8.81 ± 0.80 b	4.37 ± 0.77 ab	7.94 ± 0.69 bc
BTS1	336 a	13.93 ± 0.93 c	8.39 ± 1.32 c	10.29 ± 0.69 c
BTS5	2,216 bc	7.88 ± 0.37 ab	4.36 ± 0.66 b	7.32 ± 0.25 bc
BTS10	1,560 ab	5.41 ± 0.24 ab	1.63 ± 0.20 a	3.91 ± 0.13 a
BTS20	3,544 cd	6.00 ± 0.25 ab	2.89 ± 0.46 ab	6.34 ± 0.18 abc
BTS30	4,152 d	5.15 ± 0.21 a	2.28 ± 0.42 ab	4.77 ± 0.11 ab
Otras spp.				
BTSM	592 ab	2.96 ± 0.17 ab	0.41 ± 0.06 a	3.74 ± 0.16 ab
BTS1	100 a	4.82 ± 0.86 ab	1.30 ± 0.47 a	4.04 ± 0.54 ab
BTS5	1,284 c	3.55 ± 0.18 ab	0.73 ± 0.17 a	4.36 ± 0.18 ab
BTS10	640 ab	2.91 ± 0.24 ab	0.57 ± 0.14 a	3.25 ± 0.09 ab
BTS20	140 a	6.21 ± 1.36 b	3.20 ± 1.40 a	5.54 ± 0.99 b
BTS30	460 a	2.53 ± 0.14 a	0.28 ± 0.04 a	3.21 ± 0.10 a

CSH: cronosecuencia húmeda; CSS: cronosecuencia seca; BTH: bosque templado húmedo maduro y de 1, 5 y 20 años; BTS: bosque templado seco maduro y de 1, 5, 10, 20 y 30 años.

Las letras distintas indican un efecto significativo de la edad ($P < 0.05$).

Efecto del tipo de manejo

El distinto manejo forestal aplicado en los bosques de pino-encino influyó estadísticamente en la densidad arbórea ($F = 33.623$; $P = 0.000$) (Cuadro 7). Es importante señalar que el bosque Q2 no presentó árboles debido a la intensidad del fuego (Cuadro 7). En cambio, el sitio R2 tuvo una gran densidad arbórea ($3\ 644$ Ind. ha^{-1}). El sitio Q1 tuvo menor densidad de árboles que el sitio R1 (Cuadro 7). El DAP de los árboles fue estadísticamente influido por el tipo de manejo forestal ($F = 65.220$; $P = 0.000$). Sin embargo, los bosques Q1 y R1 tuvieron individuos con un DAP similar, pero no así el bosque R2 en comparación con el sitio Q2 (Cuadro 7). El distinto manejo forestal afectó significativamente el área basal de los árboles ($F = 19.258$; $P = 0.000$), ya que los sitios con corta de regeneración (R1 y R2) tuvieron mayor área basal que los sitios con quema (Q1 y Q2) (Cuadro 7). La altura de los árboles de los sitios R1 y Q1 fue aproximada a los 3 m (Cuadro 7). Sin embargo, la altura fue estadísticamente afectada por el tipo de manejo ($F = 444.663$; $P = 0.000$), ya que el sitio R2 presentó una altura promedio cercana a los 8 m (Cuadro 7).

La edad de regeneración afectó estadísticamente la densidad arbórea de los bosques ($F = 53.091$; $P = 0.000$), ya que los sitios con mayor edad de regeneración (Q1 y R1) tuvieron mayor densidad de individuos que los bosques de menor edad (Q2 y R2) (Cuadro 7). El DAP de los árboles fue mayor en el bosque R2 (8.03 ± 0.31 cm) que en el R1 (3.26 ± 0.19 cm), pero tal diferencia no fue significativa ($F = 3.385$; $P = 0.073$). El área basal arbórea fue similar entre los sitios Q1 y Q2 (Cuadro 7). En cambio, el bosque R2 tuvo individuos con mayor área basal que el R1 (Cuadro 7). La altura fue estadísticamente diferente entre los

sitios con distinta edad de regeneración ($F = 11.764$; $P = 0.003$). Por ejemplo, el bosque R2 tuvo árboles 2.2 veces más altos que el bosque R1 (Cuadro 7).

El tipo de manejo y la edad de regeneración explicaron la mayoría de las diferencias en la densidad, DAP, área basal y altura de los individuos en los bosques de pino-encino. Sin embargo, existió una interacción entre el manejo y la edad que afectó estadísticamente a la densidad ($F = 10.097$; $P = 0.006$), DAP ($F = 65.767$; $P = 0.000$), área basal ($F = 9.443$; $P = 0.007$) y altura ($F = 360.258$; $P = 0.000$) de los árboles.

Cuadro 7. Densidad, DAP, área basal y altura arbórea en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.

	Quema		Regeneración	
	Q1	Q2	R1	R2
Densidad (No. Ind. ha ⁻¹)	4,248 a	0 b	5,308 a	3,644 b
DAP (cm)	3.29 ± 0.12 a	0.00 a	3.26 ± 0.19 a	8.03 ± 0.31 a
Área basal (m ² ha ⁻¹)	0.90 ± 0.21 a	0.00 a	1.89 ± 0.71 a	4.81 ± 0.55 a
Altura (m)	2.93 ± 0.07 a	0.00 b	3.30 ± 0.07 b	7.42 ± 0.19 a

Q1 y Q2: bosques quemados con 8 y 1 año de edad, respectivamente; R1 y R2: bosques con corta de regeneración con 8 y 1 año de edad, respectivamente.

Las letras mayúsculas distintas indican un efecto significativo del tipo de manejo ($P < 0.05$).

Las letras minúsculas distintas indican un efecto significativo de la edad ($P < 0.05$).

La proporción de los géneros arbóreos en la composición del bosque fue afectado por el tipo de manejo y la edad de regeneración en cada sitio. El bosque Q1 tuvo mayor densidad de pinos (3,352 Ind. ha⁻¹) que de encinos (848 Ind. ha⁻¹) y otras especies (48 Ind. ha⁻¹).

Asimismo, los pinos fueron más altos, con mayor DAP y área basal que los encinos y otras especies en el bosque Q1 (Cuadro 8). A pesar de que los encinos tuvieron mayor densidad que otras especies, su DAP, área basal y altura no difirieron significativamente en el sitio Q1 (Cuadro 8). En la parcela R1 los pinos tuvieron mayor densidad (3,108 Ind. ha⁻¹) que los encinos (2,104 Ind. ha⁻¹) y otras especies (96 Ind. ha⁻¹). En el bosque R1 las especies latifoliadas estuvieron mejor desarrolladas, ya que fueron más altas y con mayor área basal que los pinos (Cuadro 8). El bosque R2 fue ampliamente dominado por especies del género *Quercus*, sin embargo, los pinos fueron mas altos y mayor área basal que los encinos y otras especies juntas (Cuadro 8).

El tipo de manejo no afectó significativamente la densidad de los pinos: en el sitio Q1, la densidad de pinos fue similar a la del sitio R1 (Cuadro 8). Sin embargo, la densidad de encinos fue estadísticamente afectada por el tipo de manejo ($F = 42.955$; $P = 0.000$): la densidad de encinos fue mayor en el sitio R1 (2,104 Ind. ha⁻¹) que en el Q1 (848 Ind. ha⁻¹), y el bosque R1 tuvo el doble de densidad de otras especies que el sitio Q1 (Cuadro 8). El DAP de los pinos fue significativamente afectado por el tipo de manejo ($F = 134.898$; $P = 0.000$): el DAP de los pinos en el sitio Q1 fue 1.5 veces mayor que en el R1 (Cuadro 8), pero el bosque R1 presentó encinos con un mayor DAP que los del sitio Q1 (Cuadro 8) ($F = 141.081$; $P = 0.000$). Los bosques con corta de regeneración tuvieron otras especies con un DAP estadísticamente mayor que las de los sitios con quema ($F = 6.962$; $P = 0.018$) (Cuadro 8). El tipo de manejo afectó significativamente al área basal de los pinos ($F = 33.437$; $P = 0.000$) y encinos ($F = 8.596$; $P = 0.010$). Sin embargo, el área basal de los pinos entre los sitios Q1 y R1 fue similar (Cuadro 8). El área basal de los encinos fue mayor en el bosque R1 ($3.05 \pm 1.74 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) que en el Q1 ($0.33 \pm 0.12 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). La altura de los pinos ($F = 158.574$;

$P = 0.000$), encinos ($F = 364.692$; $P = 0.000$) y otras especies ($F = 6.190$; $P = 0.024$) fue afectada estadísticamente por el tipo de manejo. Los pinos tuvieron altura similares entre los sitios Q1 y R1, pero la altura de los encinos fue mayor en el bosque R1 que en el Q1 (Cuadro 8). La altura de otras especies en el sitio R1 fue cercana a los 5 m, en cambio, en el Q1 fue próxima a los 2 m (Cuadro 8).

La edad de regeneración influyó sobre la densidad de los pinos ($F = 365.869$; $P = 0.000$): los sitios con mayor edad (Q1 y R1) tuvieron mayor densidad de pinos que los sitios de menor edad (Q2 y R2) (Cuadro 8). El sitio R2 tuvo 1,108 encinos más que el sitio R1 (Cuadro 8), sin embargo, no fue estadísticamente diferente ($F = 0.145$; $P = 0.708$). La edad de los sitios afectó significativamente el DAP de los pinos ($F = 86.761$; $P = 0.000$). Por ejemplo, el bosque R2 tuvo pinos con mayor DAP (26.21 ± 2.40 cm) que los de el R1 (2.41 ± 0.19 cm). Asimismo, el sitio R2 tuvo encinos con mayor DAP que los del R1 (Cuadro 8). En el bosque R2 los pinos presentaron mayor área basal (32.66 ± 6.46 m² ha⁻¹) que los del sitio R1 (1.06 ± 0.31 m² ha⁻¹) ($F = 28.975$; $P = 0.000$). El área basal de los encinos no difirió entre los bosques R1 y R2 (Cuadro 8). La altura de los pinos y los encinos fue significativamente mayor en el bosque R2 que en el R1 (Cuadro 8) (Apéndice, Cuadro 3b).

Las diferencias entre el DAP, área basal y altura de los pinos no fueron totalmente explicadas por el manejo y la edad de regeneración, pues existió una interacción significativa entre los dos factores mencionados (Apéndice, Cuadro 3b). Asimismo, para la densidad, DAP y altura de los encinos (Apéndice, Cuadro 3b).

Cuadro 8. Densidad, DAP, área basal y altura arbórea por género en parcelas con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.

	Quema		Regeneración	
	Q1	Q2	R1	R2
<i>Pinus</i>				
Densidad (No. Ind. ha ⁻¹)	3,352 a	0 b	3,108 a	248 b
DAP (cm)	3.71 ± 0.15 a	0.00 b	2.41 ± 0.19 b	26.21 ± 2.40 a
Área basal (m ² ha ⁻¹)	1.05 ± 0.26 a	0.00 b	1.06 ± 0.31 b	32.66 ± 6.46 a
Altura (m)	3.18 ± 0.09 a	0.00 b	3.02 ± 0.10 b	19.03 ± 1.04 a
<i>Quercus</i>				
Densidad (No. Ind. ha ⁻¹)	848 a	0 a	2,104 a	3,212 a
DAP (cm)	1.70 ± 0.19 a	0.00 a	4.40 ± 0.38 a	6.82 ± 0.23 a
Área basal (m ² ha ⁻¹)	0.33 ± 0.12 a	0.00 a	3.05 ± 1.74 a	2.88 ± 0.27 a
Altura (m)	2.00 ± 0.08 a	0.00 b	3.66 ± 0.10 b	6.66 ± 0.15 a
Otras spp.				
Densidad (No. Ind. ha ⁻¹)	48 a	0 a	96 a	184 a
DAP (cm)	1.83 ± 0.28 a	0.00 a	5.78 ± 1.68 a	4.67 ± 0.29 a
Área basal (m ² ha ⁻¹)	0.13 ± 0.04 a	0.00 a	3.09 ± 1.86 a	0.81 ± 0.09 a
Altura (m)	1.83 ± 0.09 a	0.00 a	4.36 ± 0.50 a	5.05 ± 0.39 a

Q1 y Q2: bosques quemados con 8 y 1 año de edad, respectivamente; R1 y R2: bosques con corta de regeneración con 8 y 1 año de edad, respectivamente.

Las letras mayúsculas distintas indican un efecto significativo del tipo de manejo ($P < 0.05$).

Las letras minúsculas distintas indican un efecto significativo de la edad ($P < 0.05$).

2. Densidad, altura y composición de plántulas

Efecto de la precipitación

La precipitación afectó estadísticamente la densidad de las plántulas en el bosque de pino-encino ($F = 36.645$; $P = 0.000$); la densidad total de plántulas en la cronosecuencia seca fue 3.4 veces mayor que en la húmeda (Cuadro 9). En la cronosecuencia húmeda la altura de las plántulas fue 12.2 cm mayor que la de la cronosecuencia seca (Cuadro 9), pero esta diferencia no fue estadísticamente significativa ($F = 2.994$; $P = 0.096$)

Cuadro 9. Densidad y altura de plántulas en sitios bajo condiciones de precipitación contrastantes.

	Densidad (No. Ind. 0.01 ha ⁻¹)	Altura (cm)
CSH	1,024 ± 136.28 b	27.40 ± 4.28 a
CSS	3,536 ± 537.49 a	15.16 ± 3.02 a

CSH: cronosecuencia húmeda; CSS: cronosecuencia seca.

Las letras distintas indican un efecto significativo de la precipitación ($P < 0.05$).

La proporción de géneros en la densidad de plántulas fue diferente entre las cronosecuencias (Cuadro 10). En la cronosecuencia húmeda la densidad de plántulas de encino fue 7.2 veces mayor que las de pino (Cuadro 10), en cambio, la cronosecuencia seca tuvo 624 plántulas más del género *Pinus* que del *Quercus* (Cuadro 10). La altura de las plántulas fue diferente con respecto al género (Cuadro 10): las plántulas de encino tuvieron mayor altura (28.52 ± 3.35 cm) que las de pino (2.34 ± 2.34 cm) en la cronosecuencia

húmeda. Asimismo, en la cronosecuencia seca las plántulas de encino tuvieron el doble de altura que las de pino (Cuadro 10).

La precipitación afectó significativamente la densidad de las plántulas de pino ($F = 62.295$; $P = 0.000$), pero no las de encino ($F = 3.470$; $P = 0.075$). La cronosecuencia seca tuvo mayor densidad de plántulas de pino ($2,080 \pm 664.34$ Ind. 0.01 ha^{-1}) que la cronosecuencia húmeda (124 ± 41.38 Ind. 0.01 ha^{-1}). Asimismo, la densidad de plántulas de encino fue 1.6 veces mayor en la CSS que en la CSH (Cuadro 10). A pesar de que la precipitación no fue estadísticamente significativa para la altura de las plántulas de pino ($F = 2.044$; $P = 0.166$) y encino ($F = 2.102$; $P = 0.160$), las plántulas de pino fueron más altas en la cronosecuencia seca que en la húmeda (Cuadro 10). Por el contrario, las plántulas de encino fueron de mayor altura en la cronosecuencia húmeda que en la seca (Cuadro 10).

Cuadro 10. Densidad y altura de plántulas por género en sitios bajo condiciones de precipitación contrastantes.

	<i>Pinus</i>		<i>Quercus</i>	
	Densidad (No. Ind. 0.01 ha^{-1})	Altura (cm)	Densidad (No. Ind. 0.01 ha^{-1})	Altura (cm)
CSH	124 ± 41.38 b	2.34 ± 2.34 a	900 ± 96.97 a	28.52 ± 3.35 a
CSS	$2,080 \pm 664.34$ a	8.04 ± 4.44 a	$1,456 \pm 132.54$ a	16.18 ± 2.14 a

CSH: cronosecuencia húmeda; CSS: cronosecuencia seca.

Las letras distintas indican un efecto significativo de la precipitación ($P < 0.05$).

Efecto de la edad de regeneración

En la cronosecuencia húmeda la densidad de plántulas fue significativamente afectada por la edad de regeneración ($F = 6.389$; $P = 0.013$): el sitio de 1 año tuvo mayor densidad de plántulas que el bosque maduro y el sitio de 20 años (Cuadro 11). La altura de las plántulas no fue estadísticamente afectada por la edad de regeneración ($F = 0.222$; $P = 0.804$) en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 11).

La edad de regeneración afectó estadísticamente la densidad de las plántulas de la cronosecuencia seca ($F = 17.448$; $P = 0.000$): el bosque de un año tuvo mayor densidad de plántulas ($2,248 \text{ Ind. } 0.01 \text{ ha}^{-1}$) que el maduro ($728 \text{ Ind. } 0.01 \text{ ha}^{-1}$) y que el de 20 años ($560 \text{ Ind. } 0.01 \text{ ha}^{-1}$). Asimismo, en la cronosecuencia seca la edad de regeneración afectó significativamente la altura de las plántulas ($F = 7.821$; $P = 0.007$): el sitio maduro y el de 20 años la altura de plántulas fue dos veces mayor que las del bosque de un año (Cuadro 11).

En los bosques con la misma edad entre ambas cronosecuencias se encontraron diferencias en la densidad y altura de las plántulas (Cuadro 11). El bosque maduro y los de 1 y 20 años de la cronosecuencia seca tuvieron mayor densidad de plántulas que los bosques con la misma edad en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 11). En contraste, los bosques con distinta edad de la cronosecuencia húmeda tuvieron plántulas de mayor altura que sus contrarios en la cronosecuencia seca (Cuadro 11).

Cuadro 11. Densidad y altura de plántulas en sitios bajo condiciones de precipitación contrastantes que presentan diferente edad de regeneración después de un aprovechamiento forestal selectivo de pino.

	Densidad (No. Ind. 0.01 ha ⁻¹)	Altura (cm)
CSH		
BTHM	272 ab	27.50 ± 2.08 a
BTH1	604 b	19.95 ± 1.42 a
BTH20	148 a	34.76 ± 2.98 a
CSS		
BTSM	728 a	18.25 ± 0.88 b
BTS1	2,248 b	9.13 ± 0.28 a
BTS20	560 a	18.12 ± 1.24 b

CSH: cronosecuencia húmeda; CSS: cronosecuencia seca; BTH: bosque templado húmedo maduro y de 1 y 20 años; BTS: bosque templado seco maduro y de 1 y 20 años. Las letras distintas indican un efecto significativo de la edad ($P < 0.05$).

La densidad de plántulas de los géneros *Pinus* y *Quercus* de ambas cronosecuencias fue diferente en cada uno de los bosques (Cuadro 12). La densidad de plántulas de encino en el sitio de un año húmedo fue 3.8 veces mayor que las de pino (Cuadro 12). El bosque maduro y el de 20 años en la cronosecuencia húmeda no presentaron plántulas de pino, mientras que en la cronosecuencia seca el sitio de un año tuvo mayor densidad de plántulas de pino que de encino, y el bosque maduro tuvo más plántulas de encino que de pino (Cuadro 12). La altura de las plántulas de cada género varió en los sitios con diferente edad en ambas cronosecuencias: en el bosque de un año húmedo las plántulas fueron más altas en el género *Quercus* (23.29 ± 1.65 cm) que en el de *Pinus* (7.02 ± 0.63 cm) (Cuadro 12). En la cronosecuencia seca, el bosque maduro y el de un año tuvieron plántulas de encino más altas que las de pino (Cuadro 12).

En la cronosecuencia húmeda la densidad de plántulas de pino fue estadísticamente diferente entre los sitios con distinta edad de regeneración ($F = 6.582$; $P = 0.012$): la densidad de plántulas de encino fue mayor en el sitio de un año que en el bosque maduro y que en el de 20 años de la cronosecuencia húmeda (Cuadro 12), sin embargo, no fueron significativamente diferentes ($F = 2.712$; $P = 0.107$). La altura de las plántulas de pino de los sitios húmedos fue estadísticamente afectada por la edad de regeneración ($F = 43.526$; $P = 0.000$). El sitio de 20 años tuvo plántulas de encino más altas que las del bosque maduro y que las de un año en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 12).

En la cronosecuencia seca la densidad de pinos fue afectada estadísticamente por la edad de regeneración ($F = 67.075$; $P = 0.000$): el sitio de un año tuvo mayor densidad de plántulas de pino ($2,020 \text{ Ind. } 0.01 \text{ ha}^{-1}$) que el sitio maduro ($60 \text{ Ind. } 0.01 \text{ ha}^{-1}$). La densidad de encinos no fue afectada estadísticamente por la edad de regeneración en la cronosecuencia seca ($F = 2.721$; $P = 0.106$), a pesar de que el sitio maduro y el de 20 años tuvieron mayor densidad de plántulas de encino que el bosque de un año (Cuadro 12). La altura de las plántulas de pino en la cronosecuencia seca fue significativamente mayor en el sitio maduro que en el de un año ($F = 5.188$; $P = 0.024$). La altura de las plántulas de encino no fue estadísticamente diferente entre los sitios de la cronosecuencia seca ($F = 0.781$; $P = 0.480$). Sin embargo, las plántulas de encino fueron más altas en el bosque maduro y en el de 20 años que en el de un año (Cuadro 12).

La densidad de las plántulas de *Pinus* y *Quercus* varió según la edad del bosque y el grado de precipitación. El sitio de un año seco tuvo mayor densidad de pinos ($2,020 \text{ Ind. } \text{ha}^{-1}$) que el bosque de un año húmedo ($124 \text{ Ind. } \text{ha}^{-1}$). El bosque maduro y el de 20 años de la

cronosecuencia seca tuvieron mayor densidad de plántulas de encino que su contraparte en la cronosecuencia húmeda (Cuadro 12). En contraste, el sitio de un año húmedo tuvo 2.1 veces mayor densidad de plántulas de encino que el bosque de un año en la cronosecuencia seca (Cuadro 12). En cada una de las edades de la cronosecuencia húmeda, las plántulas del género *Quercus* tuvieron mayor altura que las de los bosques de la misma edad en la cronosecuencia seca (Cuadro 12).

Cuadro 12. Densidad y altura de plántulas por género bajo condiciones de precipitación contrastantes que presentan diferente edad de regeneración después de un aprovechamiento forestal selectivo de pino.

	<i>Pinus</i>		<i>Quercus</i>	
	Densidad (No. Ind. 0.01 ha ⁻¹)	Altura (cm)	Densidad (No. Ind. 0.01 ha ⁻¹)	Altura (cm)
CSH				
BTHM	0 a	0.00 a	272 a	27.50 ± 2.08 a
BTH1	124 b	7.02 ± 0.63 b	480 a	23.29 ± 1.65 a
BTH20	0 a	0.00 a	148 a	34.76 ± 2.98 a
CSS				
BTSM	60 a	15.31 ± 1.87 ab	668 a	18.51 ± 0.94 a
BTS1	2,020 b	8.82 ± 0.23 b	228 a	11.90 ± 1.86 a
BTS20	0 a	0.00 a	560 a	18.12 ± 1.24 a

CSH: cronosecuencia húmeda; CSS: cronosecuencia seca; BTH: bosque templado húmedo maduro y de 1 y 20 años; BTS: bosque templado seco maduro y de 1 y 20 años.
Las letras distintas indican un efecto significativo de la edad ($P < 0.05$).

Efecto del tipo de manejo

La densidad de las plántulas no fue afectada significativamente por el manejo forestal ($F = 0.129$; $P = 0.724$). Sin embargo, el sitio Q1 tuvo menor densidad de plántulas que el

bosque R1 y el sitio Q2 tuvo 1.2 veces mayor densidad de plántulas que el R2 (Cuadro 13). El bosque Q1 tuvo plántulas de una altura similar a las del bosque R1 (Cuadro 13), pero los sitios Q2 y R2 no presentaron diferencias en la altura de las plántulas (Cuadro 13) ($F = 0.217$; $P = 0.648$).

La edad de regeneración no influyó significativamente en la densidad de las plántulas ($F = 0.796$; $P = 0.385$): el sitio Q2 tuvo mayor densidad de plántulas (864 Ind. 0.01 ha⁻¹) que el bosque Q1 (576 Ind. 0.01 ha⁻¹), pero los bosques con corta de regeneración (R1 y R2) no presentaron diferencias en la densidad de las plántulas (Cuadro 13). En cambio, la edad de regeneración afectó significativamente la altura de las plántulas ($F = 9.214$; $P = 0.008$), ya que los sitios con mayor edad (Q1 y R1) tuvieron plántulas más altas que los bosques con una menor edad (Q2 y R2) (Cuadro 13).

Cuadro 13. Densidad y altura de plántulas en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.

	Quema		Regeneración	
	Q1	Q2	R1	R2
Densidad (No. Ind. 0.01 ha ⁻¹)	576 a	864 a	648 a	668 a
Altura (cm)	21.43 ± 2.12 a	12.18 ± 0.57 b	20.35 ± 1.48 a	12.08 ± 1.07 b

Q1 y Q2: bosques quemados con 8 y 1 año de edad, respectivamente; R1 y R2: bosques con corta de regeneración con 8 y 1 año de edad, respectivamente.

Las letras mayúsculas distintas indican un efecto significativo del tipo de manejo ($P < 0.05$).

Las letras minúsculas distintas indican un efecto significativo de la edad ($P < 0.05$).

El bosque Q1 tuvo menor densidad de plántulas de pino que de encino, pero las plántulas de pino fueron más altas que las de encino (Cuadro 14). El sitio Q2 tuvo mayor densidad de plántulas de pino (592 Ind. 0.01 ha⁻¹) que de encino (272 Ind. 0.01 ha⁻¹); no

obstante, las plántulas de encino tuvieron el doble de altura que las de pino (Cuadro 14). El bosque R1 tuvo mayor densidad de plántulas de pino que de encino, pero la altura de las plántulas de ambos géneros fue similar (Cuadro 14). El bosque R2 tuvo 20 plántulas de encino más que de pino (Cuadro 14), pero el sitio R2 las plántulas de encino fueron más altas (18.18 ± 1.85 cm) que las de pino (5.60 ± 0.24 cm).

El tipo de manejo no afectó estadísticamente la densidad de las plántulas del género *Pinus* ($F = 0.226$; $P = 0.641$) ni *Quercus* ($F = 0.015$; $P = 0.905$). Sin embargo, el bosque R1 tuvo mayor densidad de plántulas de pino, pero menor densidad de plántulas de encino que el sitio Q1 (Cuadro 14). En cambio, el bosque Q2 tuvo mayor densidad de plántulas de pino, pero menor densidad de plántulas de encino que el bosque R2 (Cuadro 14). La altura de las plántulas de pino fue estadísticamente influenciada por el tipo de manejo ($F = 4.824$; $P = 0.043$): en los bosques con quema (Q1 y Q2) las plántulas de pino tuvieron mayor altura que las de los sitios con corta de regeneración (R1 y R2) (Cuadro 14). La altura de las plántulas de encino no fue afectada por el tipo de manejo ($F = 0.088$; $P = 0.770$) (Cuadro 14).

La edad de manejo de los bosques no influyó en la densidad de plántulas de pino ($F = 0.750$ $P = 0.399$) y encino ($F = 0.008$; $P = 0.928$) (Cuadro 14). La edad de regeneración influyó estadísticamente en la altura de las plántulas de pino ($F = 42.908$; $P = 0.000$): el sitio Q1 tuvo plántulas de pino más altas (29.61 ± 3.73 cm) que el bosque Q2 (9.42 ± 0.36 cm). Asimismo, el bosque R1 presentó plántulas de pino más altas (21.21 ± 1.87 cm) que el sitio R2 (5.60 ± 0.24 cm). La altura de las plántulas de encino fue similar entre los sitios R1 y R2 (Cuadro 14). En cambio, el bosque Q1 tuvo plántulas de encino de menor altura que las del sitio Q2 (Cuadro 14).

Cuadro 14. Densidad y altura de plántulas por género en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración.

	Quema		Regeneración	
	Q1	Q2	R1	R2
<i>Pinus</i>				
Densidad (No. Ind. 0.01 ha ⁻¹)	260 a	592 a	372 a	324 a
Altura (cm)	29.61 ± 3.73 a	9.42 ± 0.36 b	21.21 ± 1.87 a	5.60 ± 0.24 b
<i>Quercus</i>				
Densidad (No. Ind. 0.01 ha ⁻¹)	316 a	272 a	276 a	344 a
Altura (cm)	14.71 ± 2.08 a	18.19 ± 1.37 a	19.19 ± 2.41 a	18.18 ± 1.85 a

Q1 y Q2: bosques quemados con 8 y 1 año de edad, respectivamente; R1 y R2: bosques con corta de regeneración con 8 y 1 año de edad, respectivamente.

Las letras mayúsculas distintas indican un efecto significativo del tipo de manejo ($P < 0.05$).

Las letras minúsculas distintas indican un efecto significativo de la edad ($P < 0.05$).

3. Distribución de frecuencias de clases de DAP, área basal y altura de individuos

Efecto de la precipitación

La cronosecuencia húmeda tuvo mayor frecuencia de individuos entre los 2.5 y 15 cm de DAP, pero disminuyó conforme aumentó el DAP (Figura 4a). La cronosecuencia seca presentó la mayor frecuencia de individuos entre 2.5 y 10 cm de DAP (Figura 4a). Por lo cual, la cronosecuencia seca tuvo una distribución más sesgada hacia los individuos con un DAP menor (1.373 ± 0.637) que la cronosecuencia húmeda (0.996 ± 0.637). A pesar de que ambas cronosecuencias tuvieron mayor frecuencia de individuos con un menor DAP presentaron diferencias (Figura 4a). Por ejemplo, los individuos con un DAP de 2.5 y 5 cm

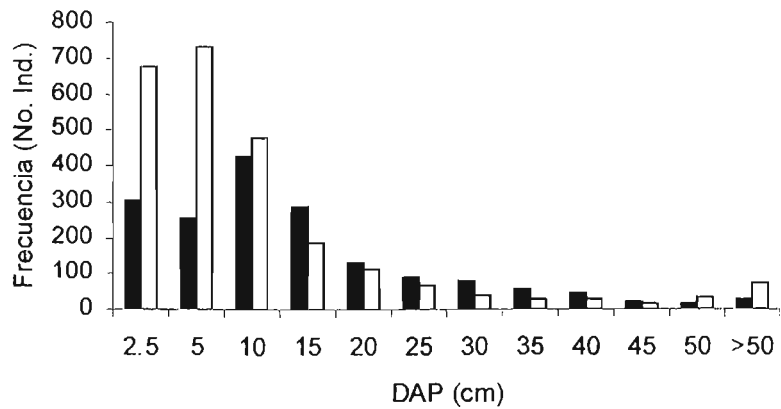
fueron más frecuentes en la cronosecuencia seca que en la húmeda. La frecuencia de individuos con 10 cm de DAP fue similar entre la cronosecuencia seca (480) y la húmeda (430). En cambio, los árboles con un DAP > 15 cm fueron más frecuentes en la cronosecuencia húmeda que en la seca (Figura 4a), excepto los individuos con 50 y > 50 cm.

En general, ambas cronosecuencias presentaron mayor frecuencia de árboles con un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, disminuyendo en las demás clases (Figura 4b). Asimismo, ambas cronosecuencias mostraron distribuciones sesgadas hacia los individuos con menor área basal (Figura 4b). Sin embargo, las cronosecuencias presentaron diferencias en la frecuencia de individuos en cada una de las clases de área basal (Figura 4b). Los individuos con un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ fueron más frecuentes en la cronosecuencia seca (1,749) que en la húmeda (814). En cambio, los individuos con 4 y $6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal tuvieron mayor frecuencia en la cronosecuencia húmeda (259 y 152, respectivamente) que en la seca (188 y 82, respectivamente). En las demás clases de área basal, los árboles tuvieron frecuencias similares entre ambas cronosecuencias (Figura 4b), excepto los individuos con $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

La cronosecuencia húmeda tuvo una distribución heterogénea ($\text{Sesgo} = 0.112 \pm 0.687$) respecto a las clases de altura arbórea, ya que los individuos más frecuentes tuvieron alturas de 4, 15 y 20 m (Figura 4c). En cambio, la cronosecuencia seca tuvo una distribución sesgada hacia los individuos de menor altura (2.143 ± 0.687). La frecuencia de individuos en cada una de las clases de altura fue distinta entre las cronosecuencias (Figura 4c). Los individuos con 2, 4 y 6 m de altura fueron más frecuentes en la cronosecuencia seca que en la húmeda. Por el contrario, la cronosecuencia húmeda tuvo mayor frecuencia de individuos con 15 y 20 m de alto que los individuos de la misma altura en la cronosecuencia seca (Figura 4c).

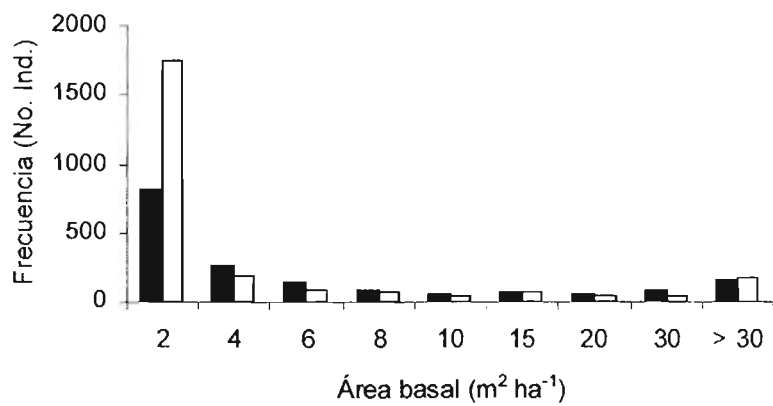
a

Sesgo: CSH = 0.996; CSS = 1.373; (± 0.673).



b

Sesgo: CSH = 2.609; CSS = 2.946; (± 0.717).



c

Sesgo: CSH = 0.112; CSS = 2.143; (± 0.687).

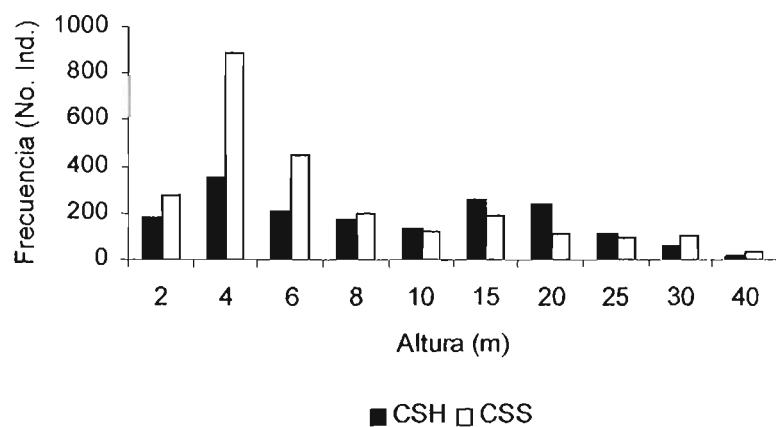


Figura 4. Distribución de frecuencias del estrato arbóreo en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes. Clases: a) DAP; b) área basal, y c) altura. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada cronosecuencia. CSH: cronosecuencia húmeda, CSS: cronosecuencia seca.

Los árboles del género *Pinus* presentaron menos individuos en cada una de las clases de DAP en la cronosecuencia húmeda (Figura 5a). Por lo cual, su distribución fue homogénea (Sesgo = 0.454 ± 0.637). Sin embargo, los pinos con 30 cm de DAP fueron los más frecuentes (Figura 5a). En general, los árboles de encino tuvieron un DAP entre 2.5 y 15 en la cronosecuencia húmeda (Figura 5a), es decir, la distribución se encuentra sesgada hacia individuos con un menor DAP (1.349 ± 0.637). Las primeras clases de DAP presentaron diferencias en la frecuencia de pinos y encinos en la cronosecuencia húmeda (Figura 5a). Los árboles con un DAP entre 2.5 y 20 cm fueron más frecuentes para el género *Quercus* que para el de *Pinus*. La frecuencia de individuos con un DAP de 25 cm fue similar para ambos géneros en la cronosecuencia húmeda (Figura 5a). En cambio, los individuos con un DAP > 30 cm fueron más frecuentes en el género *Pinus* en comparación con el de *Quercus* en la cronosecuencia húmeda (Figura 5a).

En la cronosecuencia seca la frecuencia de árboles de pino fue baja en todas las clases de DAP, pero los pinos con un DAP > 50 cm fueron frecuentes (Figura 5b). Los encinos con 2.5, 5 y 10 cm de DAP fueron los más frecuentes en la cronosecuencia seca (Figura 5b). Sin embargo, en la misma cronosecuencia, las frecuencias de ambos géneros en las primeras clases de DAP fueron diferentes (Figura 5b): los encinos fueron más frecuentes con un DAP de 2.5 (393), 5 (531), y 10 cm (362) que los pinos (21, 19, 49, respectivamente). Asimismo, el género *Quercus* presentó mayor frecuencia de individuos con 15, 20 y 25 cm de DAP que los del género *Pinus*. En cambio, la mayor frecuencia de individuos con un DAP > 35 cm pertenecieron al género *Pinus* que al de *Quercus* en la cronosecuencia seca (Figura 5b).

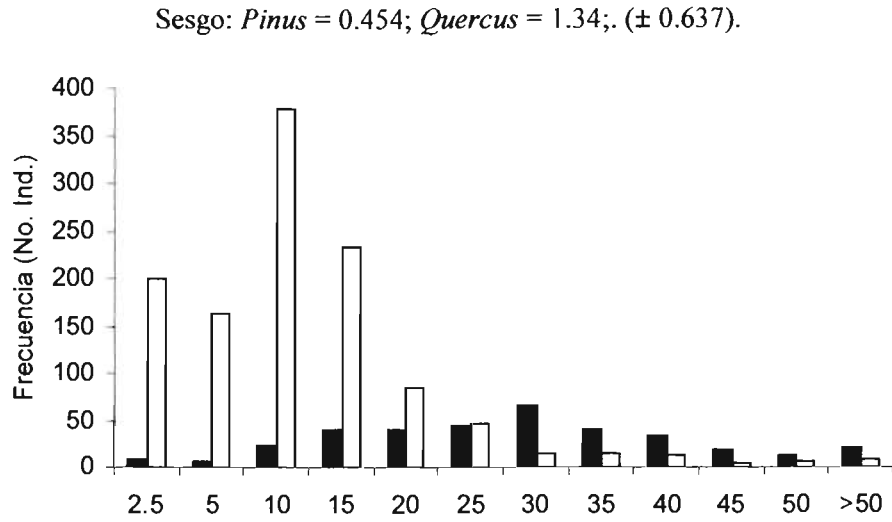
En la cronosecuencia húmeda la frecuencia de los árboles de pino se incrementó conforme aumentó el área basal (Sesgo = 1.866 ± 0.717) (Figura 6a). La distribución de los encinos en la cronosecuencia húmeda fue sesgada hacia los individuos con menor área basal (2.390 ± 0.717), debido a la presencia de 591 encinos con un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y 222 con $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ que se redujeron a 130 con $6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 6a). La frecuencia de pinos y encinos fue diferente en cada una de las categorías de área basal en la cronosecuencia húmeda (Figura 6a). La mayor frecuencia de individuos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal pertenecieron al género *Quercus* que al de *Pinus*. Asimismo, los encinos con 4, 6, 8 y $10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron más frecuentes que los árboles de pino con la misma área basal.

En general, los pinos de la cronosecuencia seca fueron escasos en cada una de las clases de área basal (Figura 6b). No obstante, los pinos con un área basal $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ fueron los más frecuentes. Los encinos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron los más frecuentes en la cronosecuencia seca (Figura 6b). A pesar de que las distribuciones de frecuencias de área basal fueron diferentes entre ambos géneros presentaron un sesgo positivo en la cronosecuencia seca (Figura 6b). Las diferencias entre las frecuencias de los géneros en cada una de las clases de área basal no fueron tan distintas en la cronosecuencia seca (Figura 6b). La mayor frecuencia de individuos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ pertenecieron al género *Quercus* (1,186) que al de *Pinus* (68); y los encinos con un área basal intermedia (de 4 a $20 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) fueron más frecuentes que los pinos con la misma área basal (Figura 6b). En contraste, los individuos más frecuentes con un área basal $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ fueron pinos en comparación con los encinos (Figura 6b).

En la cronosecuencia húmeda, la distribución de frecuencias de altura de los pinos fue sesgada hacia los individuos con una altura intermedia (0.231 ± 0.687) (Figura 7a). Debido a lo anterior, hubo 143 pinos con 20 m de altura, los cuales disminuyeron a 83 con 25 m y a 47 con 30 m. La distribución de frecuencias de altura de los encinos esta sesgada hacia los individuos de menor altura en la cronosecuencia húmeda (1.771 ± 0.687), ya que los árboles de encino tuvieron entre 2 y 20 m de alto (Figura 7a). La frecuencia de pinos y encinos en cada una de las clases de altura en la cronosecuencia húmeda fue diferente (Figura 7a). De los individuos con 1.3 a 15 m de altura solamente el 6.8 % pertenecieron al género *Pinus* (Figura 7a), sin embargo, en la clase de 20.1-25 m de altura los pinos fueron más frecuentes (143) que los encinos (99). Asimismo, los pinos tuvieron mayor frecuencia que los encinos en las clases de mayor altura (Figura 7a).

En la cronosecuencia seca, a mayor altura arbórea, la frecuencia de los pinos aumentó (Figura 7b), excepto en los individuos de 40 m. Por ejemplo, hubo 24 pinos con 15 m de altura, aumentando a 33 con 20 m, a 53 con 25 m y a 85 con 30 m. Los encinos de la cronosecuencia seca tuvieron mayor frecuencia de individuos con menor altura (Figura 7b). Debido a lo anterior, hubo 608 encinos con 4 m de alto, reduciéndose a 345 con 6 m, a 154 con 2 m, a 151 con 15 m y a 141 con 8 m. Sin embargo, las distribuciones de frecuencias de ambos géneros tuvieron sesgos similares (Figura 7b). La diferencia de frecuencias entre los géneros en cada una de las clases de altura fue diferente en la cronosecuencia seca (Figura 7b). Por ejemplo, los individuos más frecuentes con alturas entre 2 y 20 m correspondieron al género *Quercus* que al de *Pinus*. En cambio, los pinos con 25, 30 y 40 m de altura fueron más frecuentes que los encinos con la misma altura, respectivamente (Figura 7b).

a



b

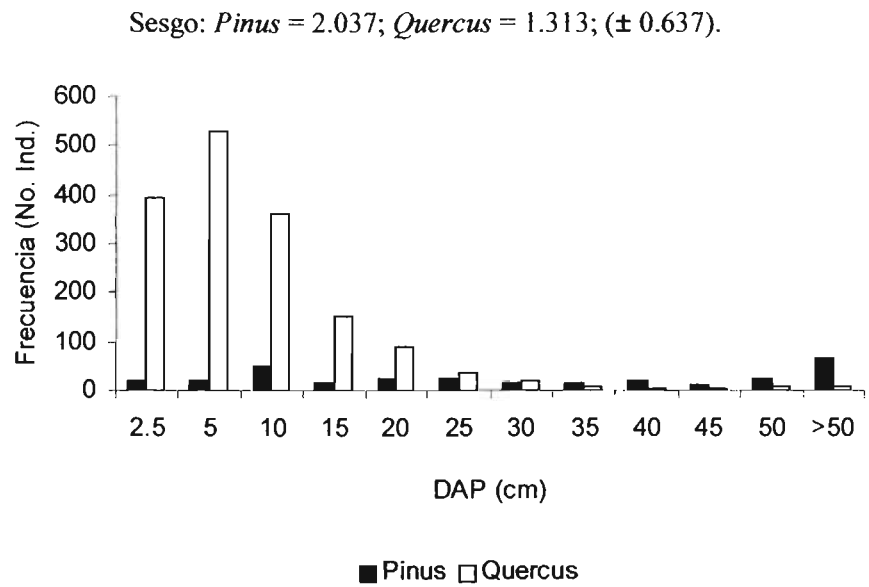
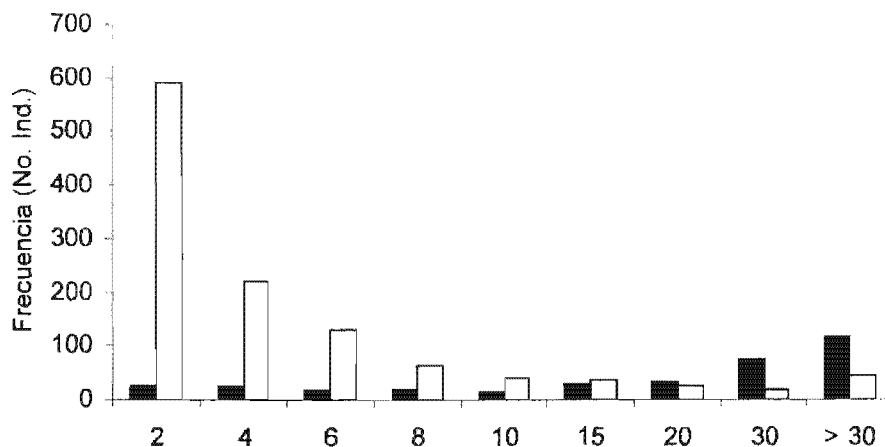


Figura. 5. Distribución de frecuencias de clases diamétricas del estrato arbóreo de *Pinus* y *Quercus* en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes. a) cronosecuencia húmeda y b) cronosecuencia seca. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada género.

a

Sesgo: *Pinus* = 1.866; *Quercus* = 2.390; (± 0.717).



b

Sesgo: *Pinus* = 2.176; *Quercus* = 2.944; (± 0.7170).

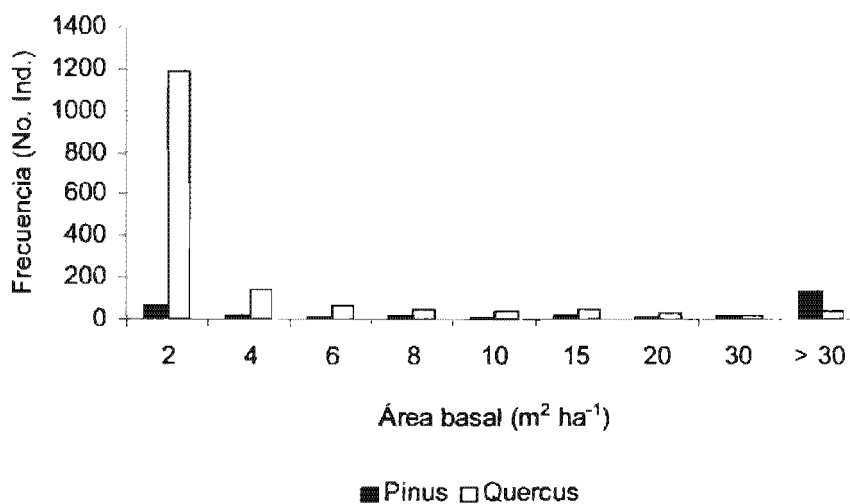
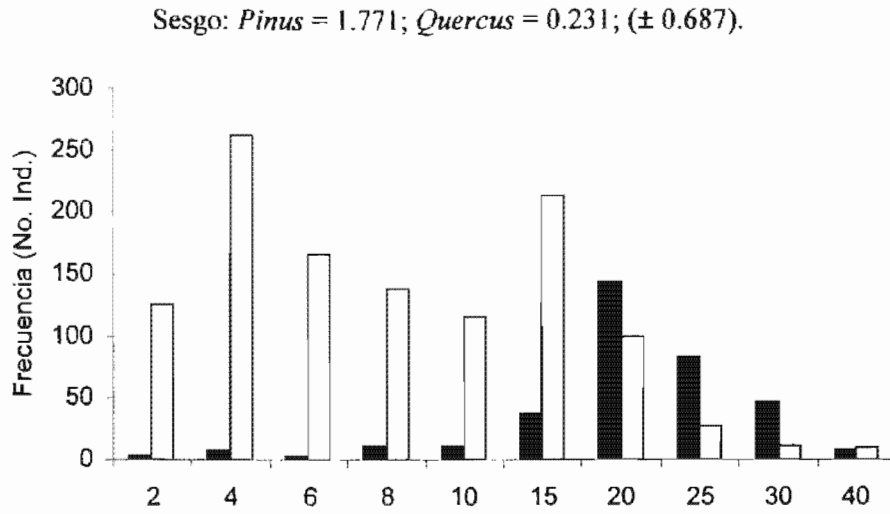


Figura 6. Distribución de frecuencias de clases de área basal del estrato arbóreo de *Pinus* y *Quercus* en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes. a) cronosecuencia húmeda y b) cronosecuencia seca. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada género.

a



b

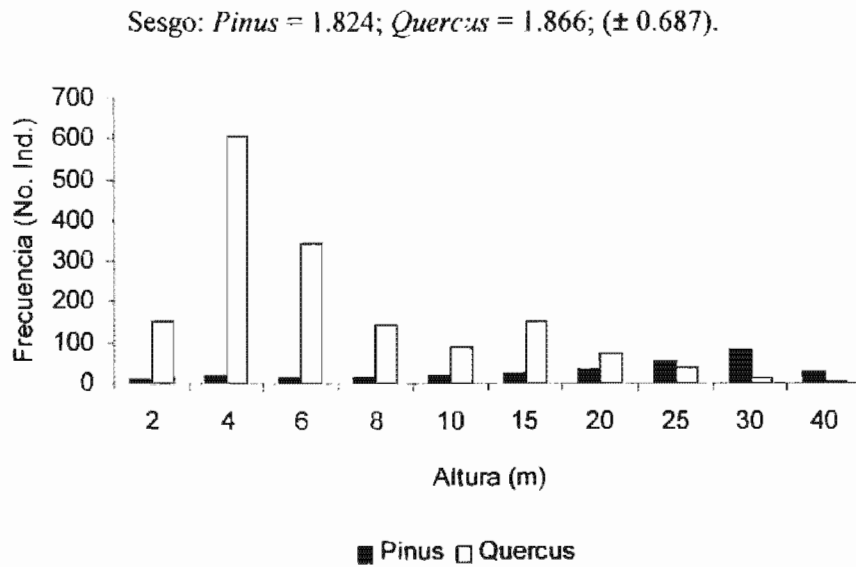


Figura 7. Distribución de frecuencias de clases de altura del estrato arbóreo de *Pinus* y *Quercus* en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes. a) cronosecuencia húmeda y b) cronosecuencia seca. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada género.

Efecto de la edad de regeneración

Las distribuciones de frecuencias del DAP de los árboles en cada uno de los bosques de la cronosecuencia húmeda fueron diferentes (Figura 8a). La mayor frecuencia de individuos en el bosque maduro se presentó en las primeras clases de DAP (Sesgo = 1.573 ± 0.637), es decir, 80 con 10 cm y 57 con 2.5 cm. El bosque de un año presentó mayor frecuencia de árboles con 2.5 cm, pero los de 5, 10 y 15 cm fueron frecuentes (Sesgo = 1.631 ± 0.637). En cambio, el bosque de 5 años tuvo una frecuencia de individuos escasa en cada una de las clases de DAP, no obstante, los árboles más frecuentes tuvieron un DAP de 30 y 35 cm (Sesgo = -0.043 ± 0.637). El bosque de 20 años presentó una distribución de frecuencias sesgada hacia los individuos con un menor DAP (1.346 ± 0.637), ya que fueron más frecuentes los individuos con 2.5 (75), 5 (143), 10 (239) y 15 cm (164). La frecuencia de individuos en cada una de las clases de DAP fue diferente entre los bosques con distinta edad en la cronosecuencia húmeda (Figura 8a). El bosque de un año tuvo la mayor frecuencia de árboles con 2.5 cm de DAP (48.6 %) en comparación con las demás edades. Sin embargo, la mayor frecuencia de individuos con 5, 10 y 15 cm de DAP se presentó en el bosque de 20 años. En cambio, el bosque de 5 años tuvo mayor frecuencia de árboles con 30, 35 y 40 cm de DAP que el resto de los bosques.

El género *Pinus* en cada uno de los sitios de la cronosecuencia húmeda tuvo diferencias en las distribuciones de frecuencias (Figura 8b). El bosque maduro tuvo mayor frecuencia de pinos con un DAP de 30, 40, 45, 50 y > 50 cm. Por lo tanto, la distribución de frecuencias presentó un sesgo de 0.485 ± 0.637 . En cambio, el bosque de un año presentó un mayor sesgo positivo (1.232 ± 0.637). El bosque de 5 años tuvo mayor frecuencia de árboles de pino con

20, 25, 30, 35 y 40 cm de DAP (Sesgo = 0.865 ± 0.637). El bosque de 20 años tuvo mayor frecuencia de individuos de pino con un DAP de 10, 15, 20 y 25 cm, con un sesgo positivo (0.536 ± 0.637). Los bosques de la cronosecuencia húmeda tuvieron diferente frecuencia de árboles de pino en cada una de las clases de DAP (Figura 8b). El bosque de 20 años tuvo mayor frecuencia de pinos con 10 y 15 cm de DAP que los bosques de 5, 1 y maduro, pero el bosque de 5 años presentó mayor frecuencia de pinos con un DAP entre 20 y 40 cm que en los demás sitios, en cambio, los pinos con un DAP > 45 cm fueron más frecuentes en el bosque maduro que en los de 1, 5 y 20 años.

Las distribuciones de frecuencias de DAP de los árboles de encino en cada uno de los bosques de la cronosecuencia húmeda fueron sesgadas hacia los individuos con un DAP menor (Figura 8c). Los encinos con un DAP de 10 y 2.5 cm fueron los más frecuentes en el bosque maduro, asimismo, el bosque de un año tuvo mayor frecuencia de individuos de encinos con un DAP entre 2.5 y 15 cm. El bosque de 5 años tuvo mayor frecuencia de encinos con 10 y 15 cm de DAP. En el bosque de 20 años, los encinos con 10 y 15 cm fueron los más frecuentes. Sin embargo, las frecuencias de los encinos en cada una de las clases de DAP fueron diferentes entre los sitios con diferente edad en la cronosecuencia húmeda (Figura 8c). Por ejemplo, en la clase de 1-2.5 cm de DAP, el bosque de un año tuvo mayor frecuencia de encinos (115) que el sitio maduro (44) y que los de 20 (36) y 5 años (6). En cambio, el bosque de 20 tuvo mayor frecuencia de encinos con 5, 10, 15 y 20 cm de DAP que en los sitios de 1, maduro y 5 años. La frecuencia de los encinos con un DAP > 25 cm fue similar para los bosques con diferente edad en la cronosecuencia húmeda (Figura 8c).

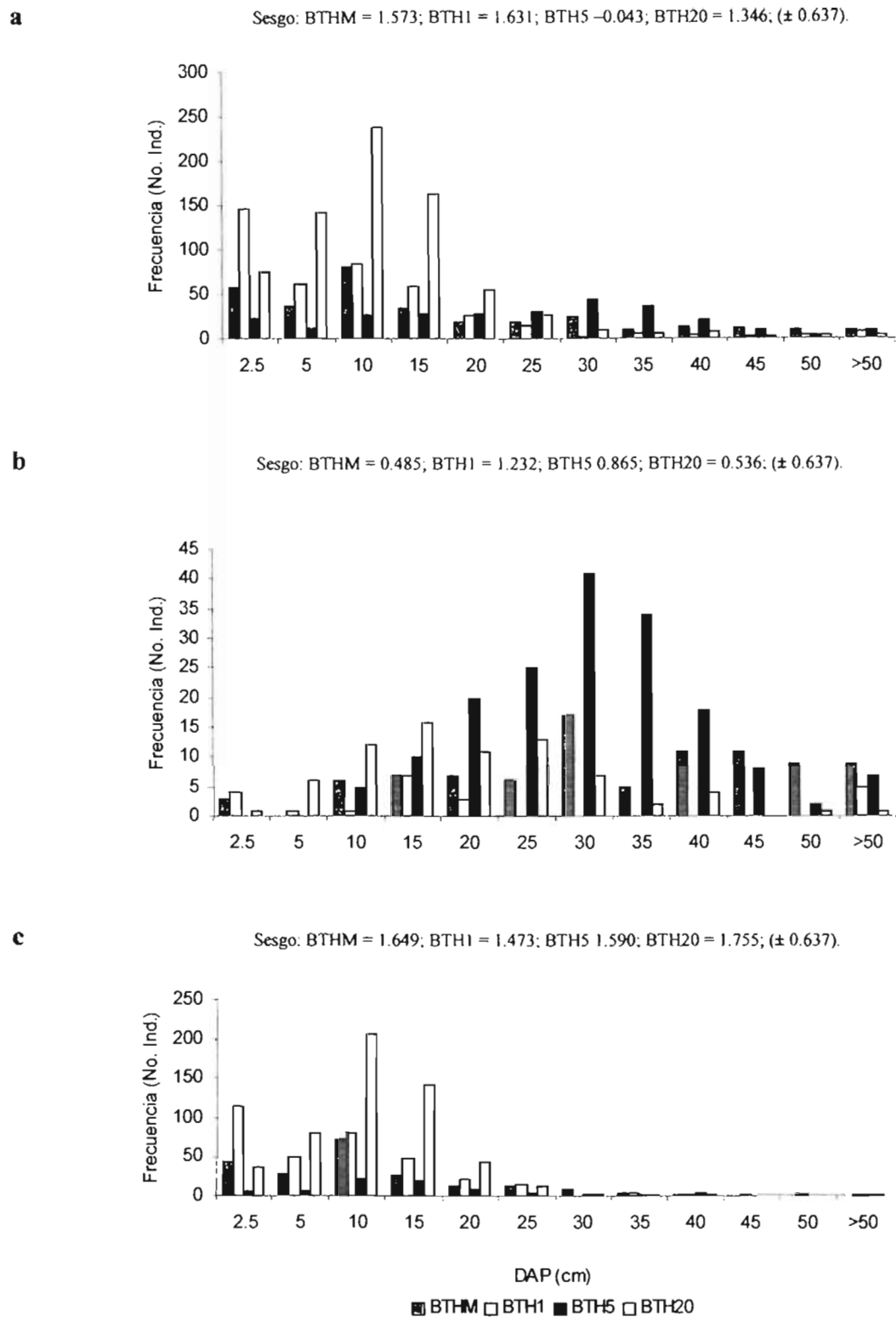


Figura 8. Distribución de frecuencias de clases diamétricas del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia húmeda. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. BTH: bosque templado húmedo maduro y de 1, 5 y 20 años.

Las distribuciones de frecuencias de área basal de los bosques de la cronosecuencia húmeda fueron diferentes (Figura 9a). El bosque maduro y el de un año tuvieron mayor frecuencia de árboles con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal, el bosque de 5 años presentó mayor frecuencia de individuos con un área basal de 2, 30 y $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. En cambio, el bosque de 20 años tuvo mayor frecuencia de árboles con un área basal de 2 y $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. La frecuencia de individuos en cada una de las clases de área basal fue diferente entre los bosques de la cronosecuencia húmeda (Figura 9a). Los individuos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron más frecuentes en el bosque de 20 años (361) que en el de 1 año (258), maduro (147) y 5 años (48). Asimismo, la mayor frecuencia de árboles con $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal se presentó en el bosque de 20 años (144) que el de 1 año (56), maduro (42) y 5 años (17). La frecuencia de individuos con un área basal entre 6 y $20 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ fue similar entre los bosques con diferente edad en la cronosecuencia húmeda (Figura 9a), excepto para el número de árboles con 6 y $8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ del bosque de 20 años. El bosque de 5 años y el maduro tuvieron mayor frecuencia de individuos con un área basal de 30 y $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ que los de 1 y 20 años.

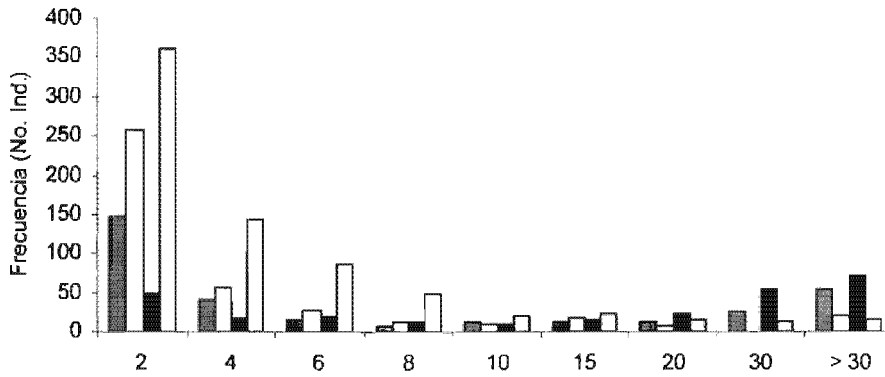
Las distribuciones de frecuencias de área basal de los pinos fueron distintas entre los sitios con diferente edad en la cronosecuencia húmeda (Figura 9b). El bosque maduro tuvo mayor frecuencia de individuos con un área basal $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Sin embargo, debido a que la diferencia de las frecuencias de pinos entre las clases de área basal no fue significativa la distribución tuvo un sesgo positivo (2.504 ± 0.717). El bosque de un año tuvo una escasa frecuencia de pinos en cada clase de área basal (Sesgo = 0.463 ± 0.717). En cambio, en el bosque de 5 años la mayor frecuencia de pinos se presentó en las clases de 20, 30 y $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal (Sesgo = 1.443 ± 0.717). Los pinos con un área basal de 2 y $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ fueron los más frecuentes en el bosque de 20 años. Sin embargo, al tener poca diferencia en la

frecuencia de los pinos con diferente área basal el sesgo fue de 0.575 ± 0.717 . Los pinos con un área basal mayor fueron más frecuentes en la cronosecuencia húmeda, no obstante hubo diferencias entre los sitios con diferente edad (Figura 9b). Por ejemplo, los pinos con un área basal $>30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ fueron más frecuentes en el bosque de 5 años (60) que en el maduro (45) y que en los de 1 y 20 años juntos (11). Asimismo, los pinos con $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ fueron 2 veces más frecuentes en el bosque de 5 años que en el bosque maduro y el de 20 años juntos. El bosque maduro y el de 20 años sumaron 13 pinos con $20 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, pero el bosque de 5 años tuvo 20. En el resto de las clases de área basal la frecuencia de pinos no fue diferente entre los sitios con diferente edad en la cronosecuencia húmeda (Figura 9b).

En general, los bosques con diferente edad de la cronosecuencia húmeda tuvieron distribuciones de frecuencias sesgadas hacia individuos de menor área basal (Figura 9c). Es decir, todos los bosques tuvieron mayor frecuencia de encinos con un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. En el bosque maduro y en los de 1 y 20 años la frecuencia de encinos disminuyó al aumentar el área basal, en cambio, el bosque de 5 años presentó una escasa frecuencia de encinos en cada una de las categorías (Figura 9c). La frecuencia de encinos en cada una de las clases de área basal fue diferente entre los bosques con diferente edad de regeneración de la cronosecuencia seca (Figura 9c). Por ejemplo, los encinos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron más frecuentes en el bosque de 20 años (237) que en los de 1 (210), maduro (120) y 5 años (24). De la misma forma, el bosque de 20 años tuvo mayor frecuencia de encinos con 4, 6 y $8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal que los de 1, maduro y 5 años. En el resto de las clases de área basal, la diferencia en la frecuencia de encinos entre los bosques con diferente edad no difirió en gran medida en la cronosecuencia húmeda (Figura 9c).

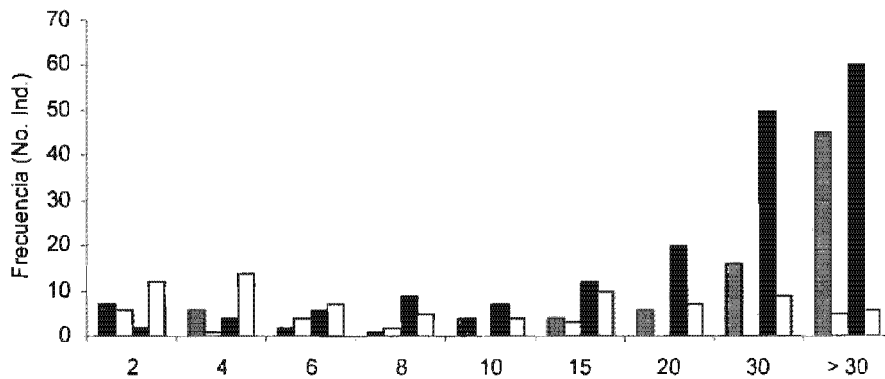
a

Sesgo: BTHM = 2.358; BTH1 = 2.794; BTH5 = 1.059; BTH20 = 2.272; (± 0.717).



b

Sesgo: BTHM = 2.504; BTH1 = 0.436; BTH5 = 1.443; BTH20 = 0.575; (± 0.717).



c

Sesgo: BTHM = 2.705; BTH1 = 2.762; BTH5 = 1.241; BTH20 = 1.793; (± 0.717).

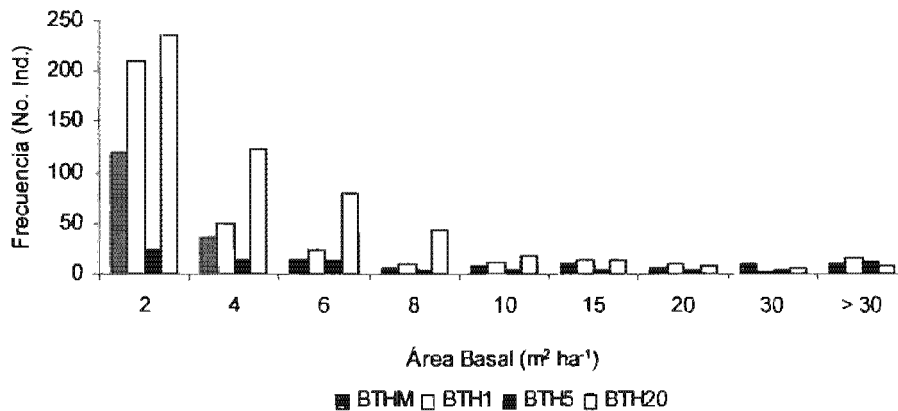


Figura 9. Distribución de frecuencias de clases de área basal del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia húmeda. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. BTH: bosque templado húmedo maduro y de 1, 5 y 20 años.

Las distribuciones de frecuencias de altura de los árboles fueron diferentes para cada edad de regeneración en la cronosecuencia húmeda (Figura 10a). Por ejemplo, el bosque maduro tuvo mayor frecuencia de individuos con 2 y 4 m de altura (Sesgo = 1.008 ± 0.687). El bosque de un año presentó una distribución de frecuencias de altura sesgada hacia los individuos de menor altura (1.770 ± 0.687), ya que los árboles más frecuentes tuvieron 4 m de alto, disminuyendo la frecuencia de los individuos con 2 y 6 m. En cambio, los árboles con 20 y 25 m de alto fueron más frecuentes en el bosque de 5 años (Sesgo = 1.746 ± 0.687). En general, el bosque de 20 años tuvo mayor frecuencia de individuos con alturas entre 4 y 15 m (Sesgo = 0.100 ± 0.687). La frecuencia de árboles con una misma altura fue distinta entre los bosques con diferente edad de regeneración en la cronosecuencia húmeda (Figura 10a). Los árboles con 2 m de altura fueron más frecuentes en el bosque maduro que en los bosques con 1, 20 y 5 años. Por el contrario, los individuos con 4 m de altura fueron más frecuentes en los bosques de 1 (130) y 20 años (124) que en el maduro (75) y que en el de 5 años (21). El bosque de 20 años tuvo mayor frecuencia de individuos con 6, 8, 10 y 15 m de altura que los de 1, maduro y 5 años. Los individuos con 20 m de altura fueron más frecuentes en los bosques de 5 y 20 años que en los sitios maduro y un año. El bosque de 5 años tuvo 63 árboles con 25 m de altura, disminuyendo a 20 y a 19 en el bosque maduro y que en el de un año, respectivamente.

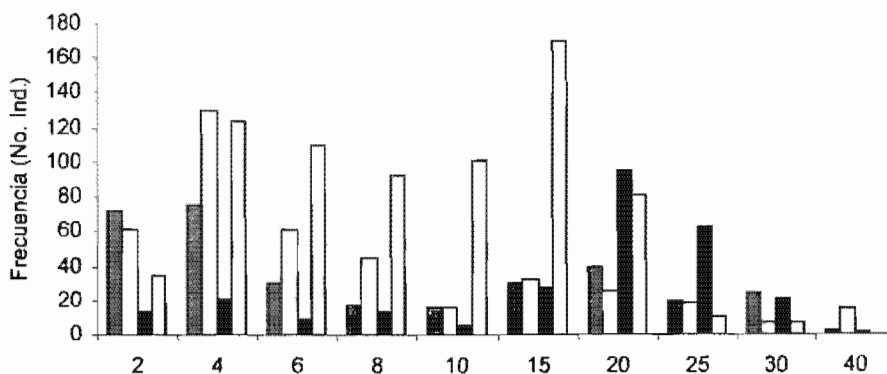
En general, los árboles de pino más frecuentes tuvieron alturas entre 20 y 30 m en los bosques con diferente edad de regeneración de la cronosecuencia húmeda (Figura 10b). El bosque maduro presentó mayor frecuencia de árboles con 20, 25 y 30 m de altura. El bosque de un año tuvo menor frecuencia de individuos de pino en cada una de las clases de altura, en cambio, el bosque de 5 años tuvo mayor frecuencia de pinos con 20 y 25 m de alto. Los pinos fueron más frecuentes en el bosque de 20 años con una altura de 20 m. Sin embargo, la

frecuencia de los pinos en cada una de las clases de altura fue distinta entre los bosques con diferente edad de regeneración de la cronosecuencia húmeda (Figura 10b). Los pinos con 20 m de altura fueron más frecuentes en el bosque de 5 años (80) que en los bosques de 20 (34), maduro (23) y 1 año (6). De manera similar, el bosque de 5 años tuvo 57 pinos con 25 m de altura, pero disminuyó a 18 en el bosque maduro y a 6 en el de 20 años. Los pinos con 30 m de altura fueron más frecuentes en el bosque maduro y en el de 5 años que en el de 20 años.

Los bosques de la cronosecuencia húmeda tuvieron mayor frecuencia de encinos con alturas entre 2 y 20 m (Figura 10c). El bosque maduro tuvo mayor frecuencia de encinos con 2 y 4 m de alto, disminuyendo en las demás clases de altura (Sesgo = 1.205 ± 0.687). El bosque de un año presentó su distribución de frecuencias de altura sesgada hacia los encinos de menor altura (1.613 ± 0.687), ya que los encinos con alturas entre 2 y 8 m fueron los más frecuentes. En cambio, el bosque de 5 años tuvo una escasa frecuencia de encinos en cada una de las clases de altura (Sesgo = 0.419 ± 0.687), no obstante que los encinos con 15 y 20 m de alto fueron los más frecuentes. El bosque de 20 años tuvo gran frecuencia de encinos con alturas entre 4 y 15 m con un sesgo positivo (0.512 ± 0.687), pero los encinos con 15 m fueron los más numerosos. En cada una de las clases de altura la frecuencia de los encinos fue diferente entre los bosques con diferente edad de regeneración en la cronosecuencia húmeda (Figura 10c). Los encinos con 2 m de alto fueron más frecuentes en el bosque maduro y en el de un año que en los de 20 y 5 años. El bosque de un año tuvo 104 encinos con 4 m de altura, reduciéndose a 81 en el de 20 años, a 68 en el maduro y a 10 en el de 5 años. El sitio de 20 años tuvo mayor frecuencia de encinos con 6, 8, 10, 15 y 20 m de altura que los de 1, maduro y 5 años. En el resto de las categorías, la frecuencia de los encinos fue escasa para cada uno de los bosques de la cronosecuencia húmeda (Figura 10c).

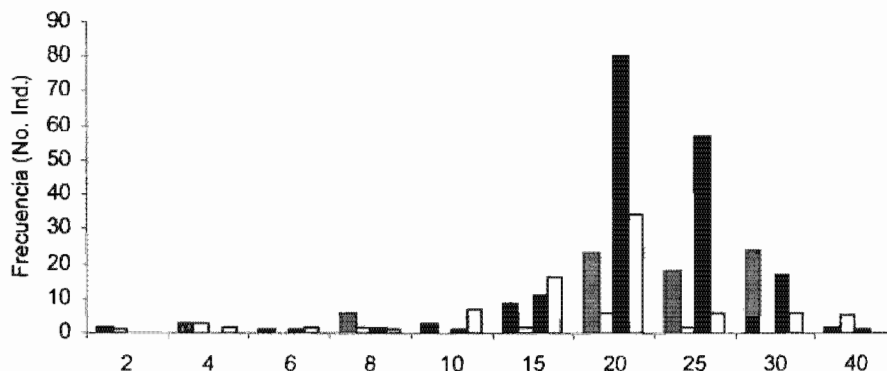
a

Sesgo: BTHM = 1.008; BTH1 = 1.770; BTH5 = 1.746; BTH20 = 0.100; (± 0.687).



b

Sesgo: BTHM = 0.916; BTH1 = 0.855; BTH5 = 1.779; BTH20 = 2.160; (± 0.687).



c

Sesgo: BTHM = 1.205; BTH1 = 1.613; BTH5 = 0.419; BTH20 = 0.512; (± 0.687).

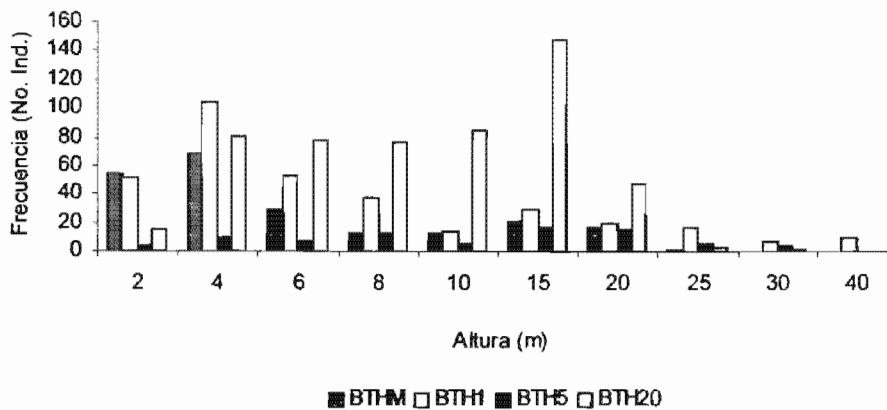


Figura 10. Distribución de frecuencias de clases de altura del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia húmeda. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. BTH: bosque templado húmedo maduro y de 1, 5 y 20 años.

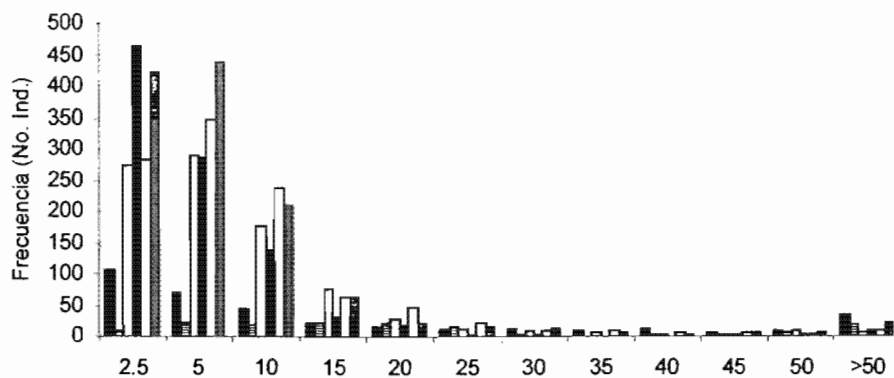
Los bosques con diferente edad de regeneración presentaron mayor frecuencia de individuos con un DAP entre 2.5, 5 y 10 cm en la cronosecuencia seca, excepto por el bosque de un año (Figura 11a). El bosque de un año tuvo menor frecuencia de individuos en cada una de las clases de DAP, pero los individuos más frecuentes tuvieron un DAP entre 5 y 25 y > 50 cm (Figura 11a). La frecuencia de árboles en cada una de las clases de DAP fueron diferentes entre los bosques con diferente edad en la cronosecuencia seca (Figura 11a). Por ejemplo, los individuos con un DAP de 2.5 cm fueron más frecuentes en los sitios de 10 (465) y 30 años (422) que en los de 20 (283) y 5 años (274) y que en el maduro (106). En cambio, los bosques de 30 y 20 años tuvieron mayor frecuencia de árboles con 5 cm de DAP que los de 5 y 10 años. Los individuos con 10 cm de DAP fueron más frecuentes en los sitios de 30, 20, 5 y 10 años en comparación con el maduro y el de un año. En las demás clases de DAP, la diferencia en la frecuencia de individuos fue mínima en comparación con las primeras clases (Figura 11a). Sin embargo, los árboles con un DAP > 50 cm fueron más frecuentes en el maduro y en los de 30 y 1 año que en los de 20, 10 y 5 años.

Los bosques de la cronosecuencia seca tuvieron una escasa frecuencia de árboles de pino en cada una de las clases de DAP (Figura 11b), excepto por el bosque de 10 años. Sin embargo, las distribuciones de frecuencias fueron diferentes entre los bosques con diferente edad. Por ejemplo, el bosque maduro y los de 1 y 30 años tuvieron mayor frecuencia de pinos en la clase de DAP > 50 cm. En contraste, el bosque de 10 años tuvo mayor frecuencia de pinos con 2.5 y 5 cm de DAP. El bosque de 20 años presentó mayor frecuencia de pinos con un DAP de 10 cm. La cronosecuencia seca tuvo diferencias en la frecuencia de pinos en cada una de las clases de DAP entre los bosques con diferente edad de regeneración (Figura 11b). Los pinos con un DAP de 2.5 y 5 cm fueron más frecuentes en el bosque de 10 años que en el

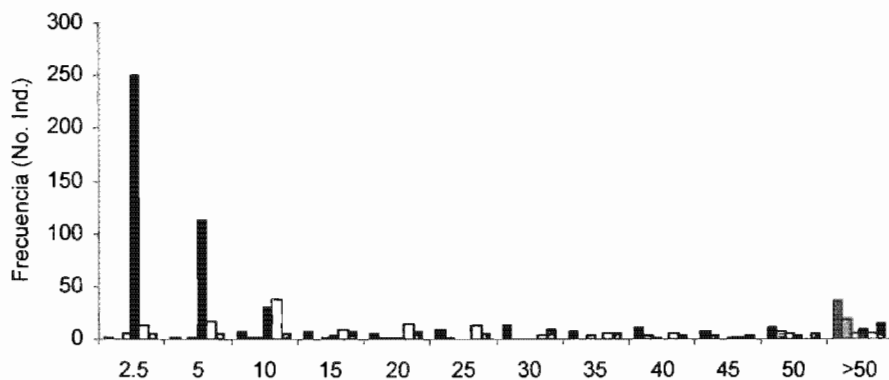
resto de los sitios. Por el contrario, los pinos con un DAP de 10 cm fueron más frecuentes en los bosques de 20 y 10 años que en los cuatro sitios restantes. El bosque maduro tuvo 37 pinos con un DAP > 50 cm, disminuyendo a 19 en el de un año, a 15 en el de 30 y a menos de 10 pinos en los de 5, 10, y 20 años. La frecuencia de pinos con un DAP entre 15 y 50 cm fue similar entre los bosques con distinta edad en la cronosecuencia seca (Figura 11b).

En general, el bosque maduro y los de 5, 10, 20 y 30 años tuvieron mayor frecuencia de encinos con 2.5, 5 y 10 cm de DAP, en cambio, el bosque de un año tuvo mayor frecuencia de encinos con 10, 15, 20 y 25 cm (Figura 11c). Las distribuciones de frecuencias de los bosques de 5, 10, 20 y 30 años estuvieron más sesgadas hacia los encinos con menor DAP que las de los sitios maduro y un año (Figura 11c). Las frecuencias de los encinos en cada una de las primeras clases de DAP fueron diferentes entre los bosques con diferente edad de la cronosecuencia seca (Figura 11c). Por ejemplo, los encinos con un DAP de 2.5, 5 y 10 cm fueron más frecuentes en los de 30 y 20 años que en los de 5 y 10 años. La frecuencia de encinos en el resto de las clases de DAP entre los bosques de la cronosecuencia seca fueron similares (Figura 11c).

a Sesgo: BTSM = 1.773; BTS1 = -0.159; BTS5 = 1.401; BTS10 = 2.091; BTS20 = 1.392; BTS30 = 1.645; (± 0.637).



b Sesgo: BTSM = 2.581; BTS1 = 2.588; BTS5 = 0.817; BTS10 = 2.628; BTS20 = 1.802; BTS30 = 1.915; (± 0.637).



c Sesgo: BTSM = 0.941; BTS1 = 0.746; BTS5 = 1.308; BTS10 = 1.358; BTS20 = 1.447; BTS30 = 1.607; (± 0.637).

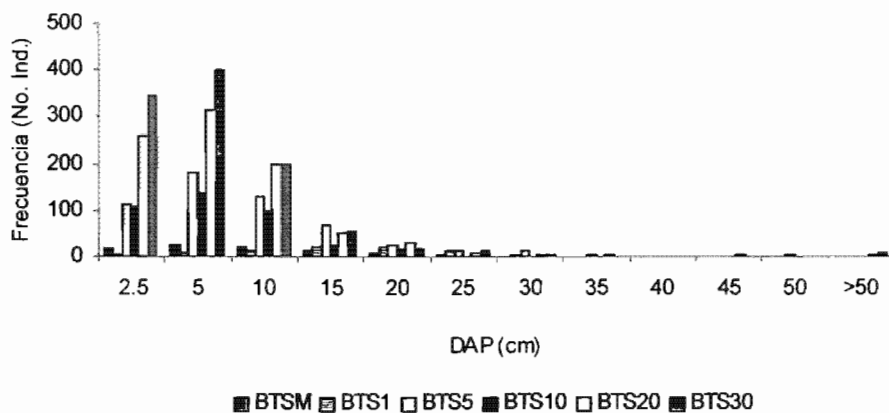
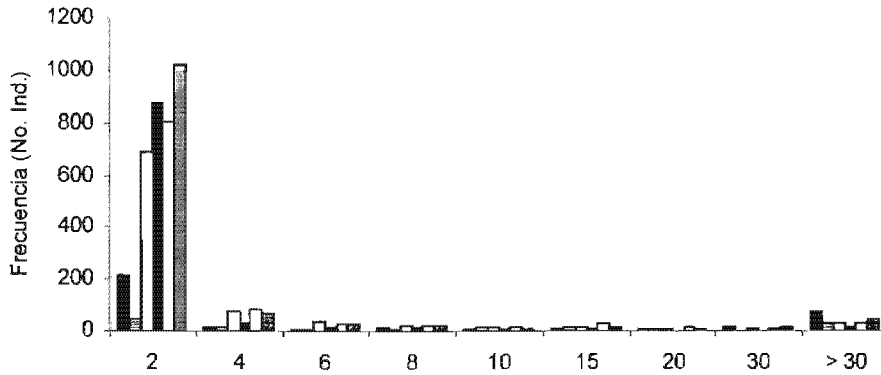


Figura 11. Distribución de frecuencias de clases diamétricas del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia seca. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. BTS: bosque templado seco maduro y de 1, 5, 10, 20 y 30 años.

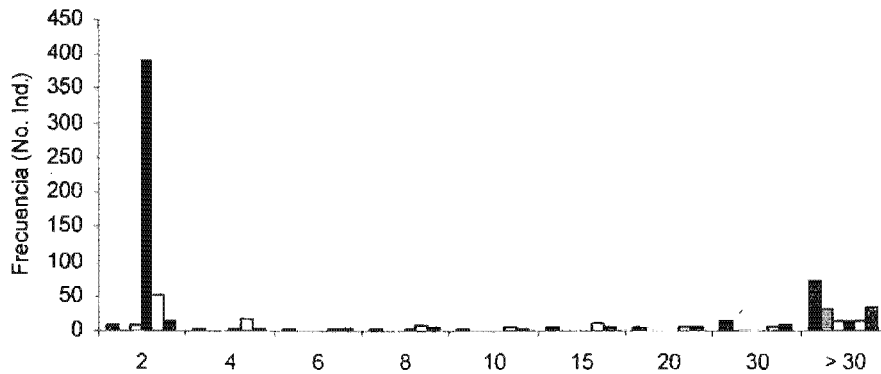
Los bosques con diferente edad de regeneración presentaron mayor frecuencia de individuos con un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en la cronosecuencia seca (Figura 12a). Además, de presentar un sesgo positivo. Sin embargo, los bosques de la cronosecuencia seca tuvieron diferencias en cada una de las clases de área basal (Figura 12a). Por ejemplo, los árboles con un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ fueron más frecuentes en el bosque de 30 años (1,021) que en el de 10 (871), 20 (806), 5 años (686), maduro (213) y un año (44). Los árboles con $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron más frecuentes en los bosques de 5, 20 y 30 años que en los de 10 y 1 año y que en el maduro. En cambio, el bosque maduro tuvo mayor frecuencia de individuos con un área basal $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ que el resto de los bosques secos.

La distribución de frecuencias de área basal de pinos fue diferente en cada edad de la cronosecuencia seca (Figura 12b). Los bosques maduro, 1, 5 y 30 años tuvieron mayor frecuencia de árboles de pino con un área basal $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. En cambio, los bosques de 10 y 20 años tuvieron mayor frecuencia de pinos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal. La frecuencia de pinos en cada una de las clases de área basal fue diferente entre los sitios con distinta edad de regeneración en la cronosecuencia seca, no obstante, sólo los pinos con 2 y $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ presentaron diferencias considerables (Figura 12b). El bosque de 10 años tuvo mayor frecuencia de pinos en la clase de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal que el resto de los bosques. En cambio, la mayor frecuencia de pinos con un área basal $> 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ se presentó en el bosque maduro, disminuyendo en el de 1, 30, 5, 10 y 20 años. En general, los bosques de la cronosecuencia seca tuvieron mayor frecuencia de encinos con un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 12c). En cada una de las clases de área basal, los sitios secos con diferente edad tuvieron frecuencias desiguales de encino (Figura 12c). Debido a lo anterior, los encinos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron más frecuentes en el bosque de 30 y 20 años que en los de 5 y 10 años, asimismo, el sitio maduro y el de un año tuvieron una escasa frecuencia.

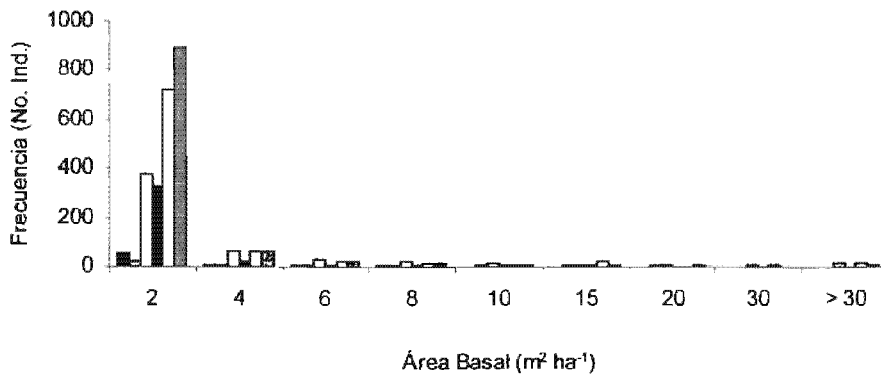
a Sesgo: BTSM = 2.536; BTS1 = 1.523; BTS5 = 2.949; BTS10 = 2.995; BTS20 = 2.962; BTS30 = 2.980; (± 0.717).



b Sesgo: BTSM = 2.832; BTS1 = 2.988; BTS5 = 2.050; BTS10 = 2.993; BTS20 = 2.478; BTS30 = 2.298; (± 0.717).



c Sesgo: BTSM = 2.939; BTS1 = 1.110; BTS5 = 2.885; BTS10 = 2.976; BTS20 = 2.967; BTS30 = 2.976; (± 0.717).



■ BTSM □ BTS1 □ BTS5 ■ BTS10 □ BTS20 ■ BTS30

Figura 12. Distribución de frecuencias de clases de área basal del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia seca. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. BTS: bosque templado seco maduro y de 1, 5, 10, 20 y 30 años.

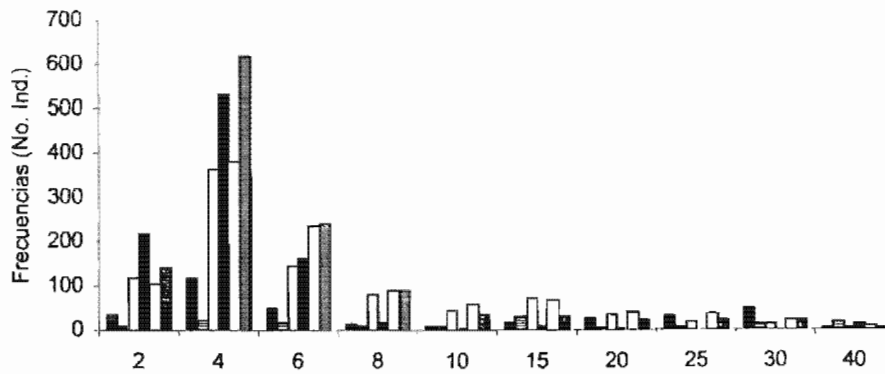
Las distribuciones de frecuencia de altura de los bosques de la cronosecuencia seca estuvieron sesgadas hacia los individuos de menor altura, excepto por el de un año (Figura 13a). Debido a lo anterior, los bosques de 5, 10, 20, 30 años y el maduro tuvieron mayor frecuencia de árboles con 4 m de altura. Por el contrario, los árboles con 15 m de alto fueron más frecuentes en el bosque de un año. Las frecuencias de árboles en cada una de las clases de altura fueron distintas entre los bosques con diferente edad en la cronosecuencia seca (Figura 13a). Por ejemplo, el bosque de 10 años tuvo 217 individuos con 2 m de altura, reduciéndose a 143 en el de 30, a 120 en el de 5, a 105 en el de 20, a 37 en el maduro y a 11 en el de un año. Los individuos con 4 m de altura fueron más frecuentes en el bosque de 30 años (616) que en los de 10 (533), 20 (382), 5 (365), maduro (119) y un año (25). La frecuencia de los árboles con 6 m de altura aumentó con la edad de regeneración, excepto el bosque maduro. En las categorías de altura restantes, la diferencia en las frecuencias de individuos entre los bosques secos con diferente edad de regeneración no fue tan grande con respecto a las primeras tres clases de altura (Figura 13a).

Las distribuciones de frecuencias de altura de los árboles pertenecientes al género *Pinus* fueron diferentes entre los bosques con diferente edad en la cronosecuencia seca (Figura 13b). El bosque maduro tuvo mayor frecuencia de árboles de pino con alturas entre 20, 25 y 30 m (Sesgo = 1.751 ± 0.687). La distribución de frecuencias de altura de los pinos en el bosque de un año presentó un sesgo de 1.889 ± 0.687 , no obstante, los árboles de pino con 30 y 40 m fueron los más frecuentes. El bosque de 5 años tuvo una escasa frecuencia de pinos en cada una de las clases de altura (Sesgo = 1.585 ± 0.687), pero los pinos más frecuentes tuvieron 30 m de alto. El sitio de 10 años tuvo una distribución sesgada hacia los individuos de menor altura (1.863 ± 0.687), ya que los pinos más frecuentes tuvieron 2, 4 y 6

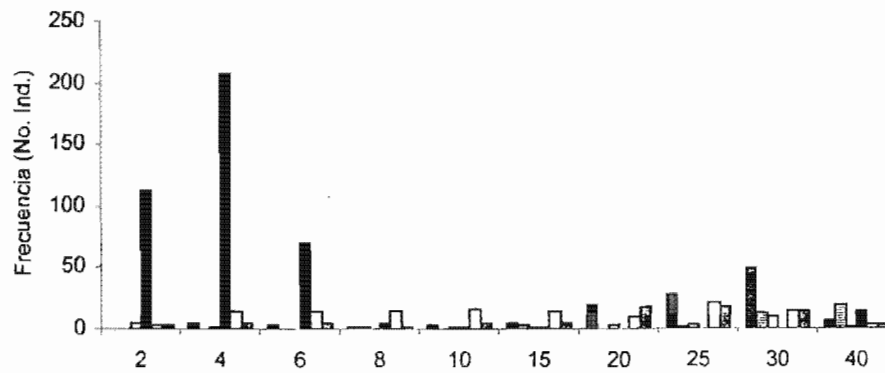
m de alto. El bosque de 20 años tuvo una distribución de frecuencias con un sesgo negativo (-0.601 ± 0.687), pero la frecuencia de pinos en cada una de las clases de altura fue similar. El bosque de 30 años tuvo mayor frecuencia de individuos de pino con 20, 25 y 30 m de altura (Sesgo = 0.996 ± 0.687). Las diferencias en las frecuencias de los pinos en cada una de las categorías de altura fueron diferentes entre los sitios con diferente edad en la cronosecuencia seca (Figura 13b). Por ejemplo, el bosque de 10 años tuvo mayor frecuencia de pinos con 2, 4 y 6 m de altura que el resto de los bosques con diferente edad. En cambio, los pinos con 8, 10 y 15 m de alto fueron más frecuentes en el bosque de 20 años que en los demás sitios, y los pinos con 20, 25 y 30 m de altura fueron más frecuentes en el bosque maduro que en el de 30 años (Figura 13b).

En general, los bosques con diferente edad de la cronosecuencia seca tuvieron mayor frecuencia de encinos con una altura entre 2 y 6 m, aunque tuvieron como frecuencia máxima los de 4 m, excepto en el bosque de un año (Figura 13c). La frecuencia de los encinos con 2 y 4 m de altura aumentó con la edad de regeneración, excepto en el bosque maduro. Sin embargo, los encinos con 6 m de alto fueron más frecuentes en los bosques de 30 y 20 años que en los de 5, 10, maduro y 1 año. Asimismo, los encinos con 8 m de altura fueron más frecuentes en los bosques de 30, 20 y 5 años que en los bosques de 1, 10 y maduro. Los bosques de 5 y 20 años presentaron mayor frecuencia de encinos con 10, 15 y 20 m de altura que los de 1, 10 y maduro.

a Sesgo: BTSM = 1.895; BTS1 = 0.782; BTS5 = 2.184; BTS10 = 2.198; BTS20 = 1.875; BTS30 = 2.402; (± 0.687).



b Sesgo: BTSM = 1.751; BTS1 = 1.889; BTS5 = 1.585; BTS10 = 1.863; BTS20 = -0.601; BTS30 = 0.996; (± 0.687).



c Sesgo: BTSM = 1.514; BTS1 = 1.610; BTS5 = 2.081; BTS10 = 2.260; BTS20 = 1.846; BTS30 = 2.272; (± 0.687).

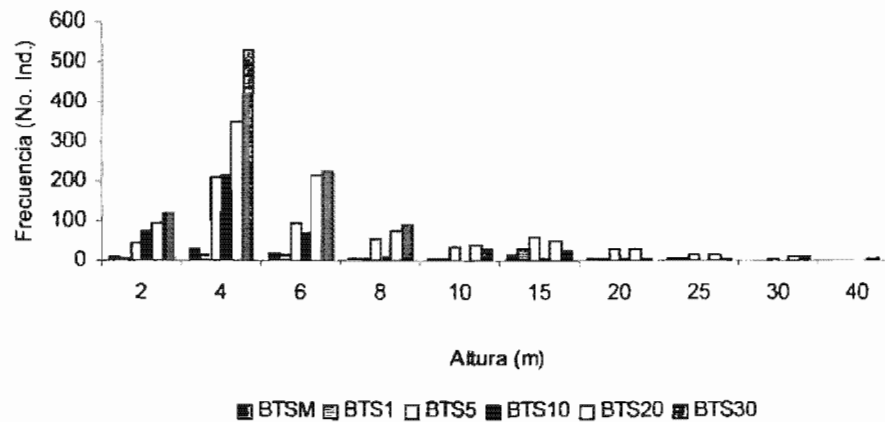


Figura 13. Distribución de frecuencias de clases de altura del estrato arbóreo en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia seca. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. BTS: bosque templado seco maduro y de 1, 5, 10, 20 y 30 años.

Efecto del tipo de manejo

En general, los individuos más frecuentes en los bosques con distinto tipo de manejo y diferente edad de regeneración tuvieron un DAP de 2.5, 5 y 10 cm (Figura 14a). Debido a lo anterior, los bosques tuvieron distribuciones de frecuencias sesgadas hacia los individuos con menor DAP (Figura 14a). Por ejemplo, los árboles más frecuentes en el bosque Q1 tuvieron un DAP de 2.5 cm, disminuyendo en los de 5 y 10 cm. El sitio R1 tuvo mayor frecuencia de árboles con un DAP de 2.5 cm, pero disminuyó en las demás clases diamétricas. En cambio, el bosque Q2 tuvo mayor frecuencia de individuos con un DAP de 5 y 10 cm que los de 2.5 cm. La frecuencia de individuos en cada una de las clases de DAP fue distinta entre los bosques con distinto tipo de manejo (Figura 14a): los árboles con 2.5 cm de DAP fueron más frecuentes en el sitio R1 que en el Q1, en contraste, los árboles con un DAP de 5 cm fueron más frecuentes en el bosque Q1 que el R1. Las frecuencias de individuos varió en cada una de las clases de DAP respecto a la edad de aprovechamiento de los bosques (Figura 14a). Debido a lo anterior, el bosque R1 tuvo mayor frecuencia de árboles con 2.5 cm de DAP que el sitio R2. En contraste, los árboles con 5 y 10 cm de DAP fueron más frecuentes en el R2 que en el R1.

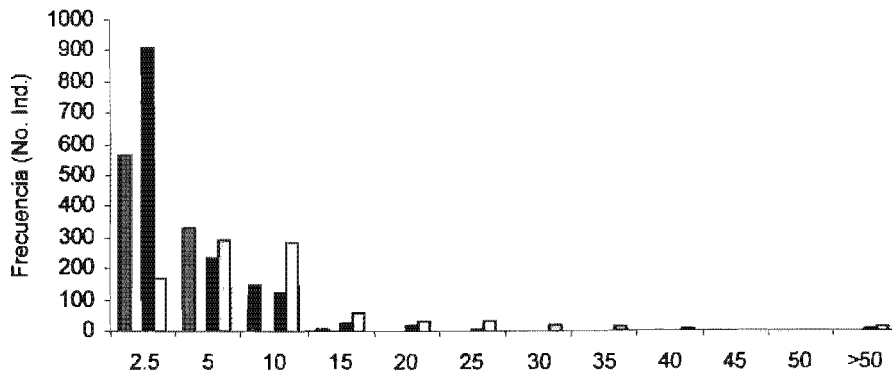
Los bosques con distinto tipo de manejo y diferente edad de regeneración presentaron distribuciones de frecuencias de diámetro a la altura de pecho de pinos sesgadas hacia los individuos de menor DAP (Figura 14b), excepto por el bosque R2. Por ejemplo, el sitio Q1 tuvo mayor frecuencia de pinos con un DAP de 2.5, 5 y 10 cm (Sesgo = 1.731 ± 0.637). En el bosque R1, los pinos con un DAP de 2.5 cm fueron los más frecuentes (Sesgo = 3.304 ± 0.637). En cambio, el bosque R2 tuvo una distribución de frecuencias de pino con un sesgo

negativo (-0.037 ± 0.687), ya que tuvo una escasa y en algunas clases nula frecuencia de pinos. La frecuencia de los pinos en cada una de las clases de DAP fue diferente entre los bosques con distinto tipo de manejo (Figura 14b). Los pinos con un DAP de 2.5 cm fueron más frecuentes en el bosque R1 que en el Q1, en cambio, los pinos con un DAP de 5 y 10 cm fueron más frecuentes en el bosque Q1 que en el R1. La frecuencia de los pinos en cada una de las categorías de DAP fue distinta entre los bosques con diferente edad (Figura 14b). Por ejemplo, el bosque R2 no tuvo pinos con 2.5 y 5 cm de DAP, en cambio, el bosque R1 presentó 725. En el resto de las clases de DAP, la diferencia en la frecuencia de los pinos fue mínima entre los sitios con distinta edad y diferente manejo forestal (Figura 14b).

Los bosques con diferente tipo de manejo y distinta edad de regeneración tuvieron mayor frecuencia de encinos con un DAP de 2.5, 5 y 10 cm (Figura 14c). Por ejemplo, el sitio Q1 tuvo en total 212 encinos, de esos 202 tuvieron un DAP de 2.5 cm. El bosque R1 presentó mayor frecuencia de encinos con un DAP de 2.5 cm, pero disminuyó en los de 5 y 10 cm. El bosque R2 tuvo mayor frecuencia de encinos con 5 y 10 cm de DAP, disminuyendo en los de 2.5 cm. La frecuencia de los encinos en cada una de las primeras clases de DAP fueron diferentes entre los bosques con distinto manejo (Figura 14c); el bosque R1 tuvo 1.3 veces mayor frecuencia de encinos con un DAP de 2.5 cm que el bosque Q1. Asimismo, el bosque R1 tuvo extremadamente mayor frecuencia de encinos con un DAP de 5 y 10 cm que el sitio Q1. Los bosques con distinta edad presentaron variaciones en las frecuencias de encinos en cada una de las clases de DAP (Figura 14c). Debido a lo anterior, los encinos con 2.5 cm de DAP fueron más frecuentes en el bosque R1 que en el R2, en contraste, el bosque R2 tuvo mayor frecuencia de encinos con 5 y 10 cm de DAP que el R1.

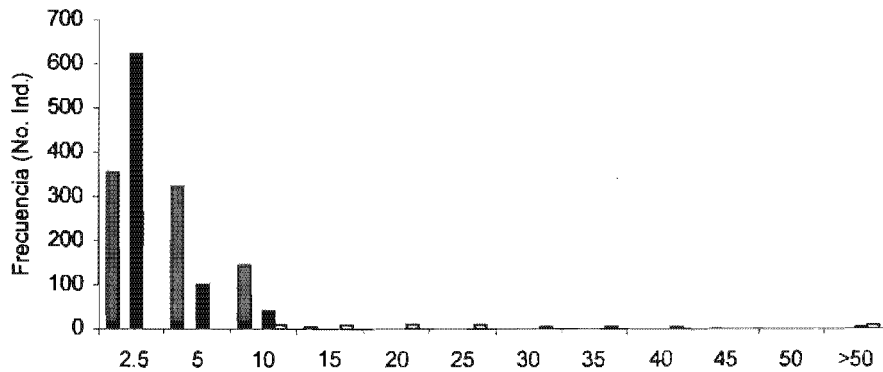
a

Sesgo: $Q1 = 2.191$; $R1 = 3.061$; $R2 = 1.492$; (± 0.637).



b

Sesgo: $Q1 = 1.731$; $R1 = 3.304$; $R2 = -0.037$; (± 0.637).



c

Sesgo: $Q1 = 3.461$; $R1 = 2.346$; $R2 = 1.475$; (± 0.637).

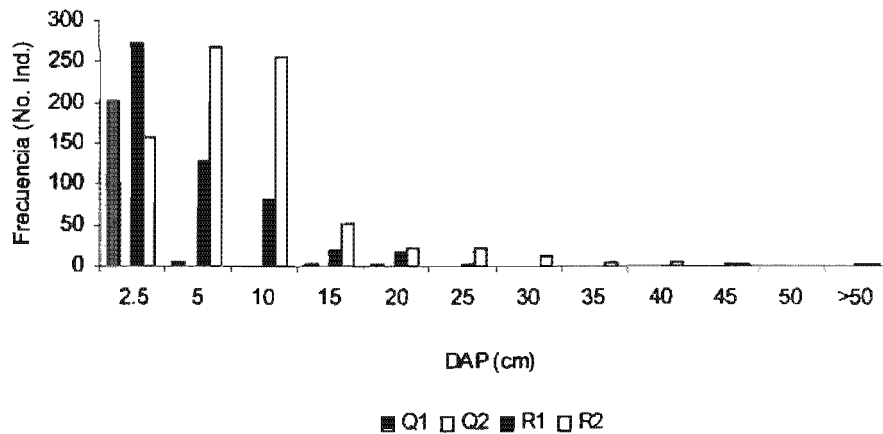


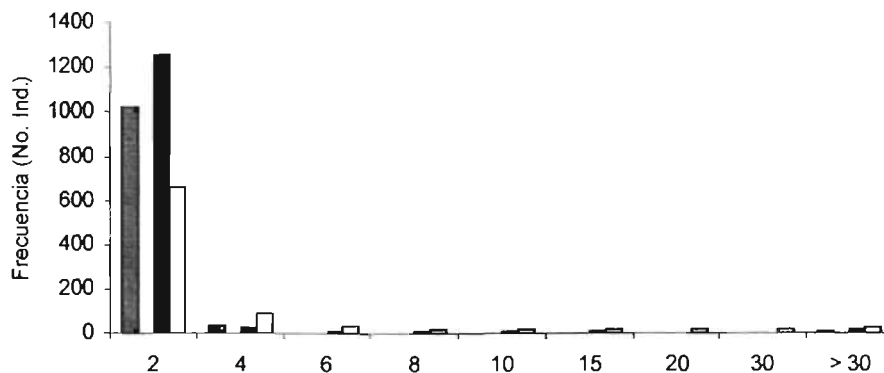
Figura 14. Distribución de frecuencias de clases diamétricas del estrato arbóreo en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. Q1 y Q2: bosques quemados con 8 y 1 año de edad, respectivamente; R1 y R2: bosques con corta de regeneración con 8 y 1 año de edad, respectivamente.

Los bosques con distinto tipo de manejo tuvieron diferencias considerables en la primera clase de área basal arbórea (Figura 15a). Es decir, los individuos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron más frecuentes en el bosque R1 (1,251) que en el sitio Q1 (1,016). La frecuencia de los árboles varió en cada una de las clases de área basal respecto a la edad de regeneración de los bosques (Figura 15a). Sin embargo, el sitio R1 tuvo 1.8 veces mayor frecuencia de árboles con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal que el R2.

La mayor frecuencia de encinos en los bosques con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración tuvieron un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 15c). Sin embargo, los bosques con distinto tipo de manejo presentaron frecuencias diferentes (Figura 15c); los encinos con $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron más frecuentes en el bosque R1 (472) que en el Q1 (206). Los bosques con diferente edad tuvieron diferencias en las frecuencias de encinos en cada una de las clases de área basal (Figura 15c). Por ejemplo, en la clase de $0.1\text{-}2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ el bosque R2 tuvo 143 encinos más que el R1; asimismo, los encinos con $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal fueron más frecuentes en el bosque R2 que en el R1.

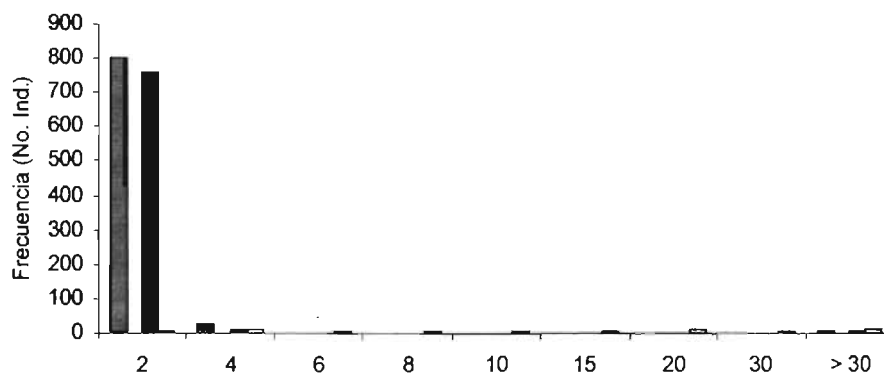
a

Sesgo: Q1 = 2.995; R1 = 2.998; R2 = 2.928; (± 0.717).



b

Sesgo: Q1 = 2.991; R1 = 2.999; R2 = 0.849; (± 0.717).



c

Sesgo: Q1 = 2.998; R1 = 2.993; R2 = 2.928; (± 0.717).

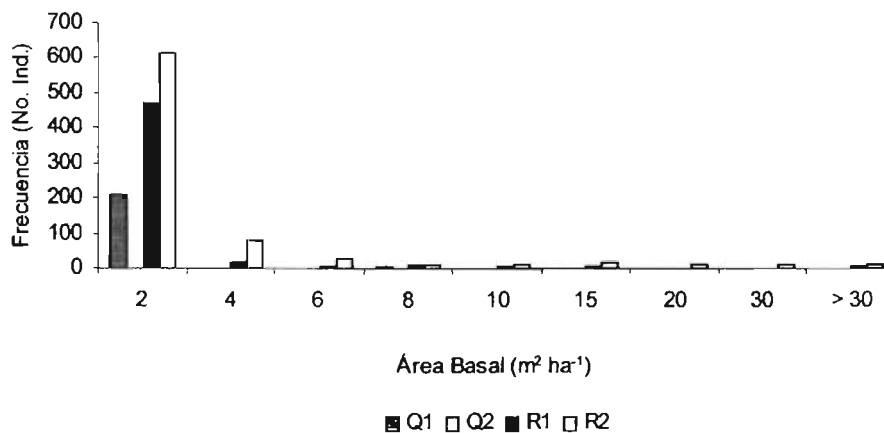


Figura 15. Distribución de frecuencias de clases de área basal del estrato arbóreo en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. Q1 y Q2: bosques quemados con 8 y 1 año de edad, respectivamente; R1 y R2: bosques con corta de regeneración con 8 y 1 año de edad, respectivamente.

Los bosques Q1 y R1 tuvieron mayor frecuencia de árboles con 2 y 4 m de altura, en cambio, el bosque R2 tuvo mayor frecuencia de individuos con 4, 6 y 8 m de altura. Los bosques con distinto manejo forestal tuvieron frecuencias de árboles diferentes en cada una de las clases de altura (Figura 16a). Por ejemplo, los árboles con 2 y 4 m de altura tuvieron mayor frecuencia en el bosque R1 que en el Q1. En general, en el resto de las clases de altura el bosque R1 tuvo mayor frecuencia de árboles que el sitio Q1 (Figura 16a). La frecuencia de individuos en cada una de las clases de altura fue diferente entre los sitios con diferente edad (Figura 16a). Los árboles con 2 y 4 m de altura fueron más frecuentes en el bosque R1 que en el R2. Por el contrario, en las demás clases de altura, el bosque R2 tuvo mayor frecuencia de individuos que el R1.

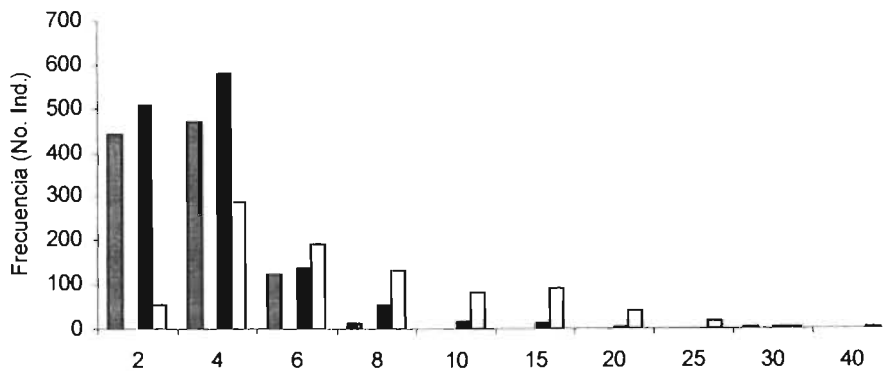
Los árboles del género *Pinus* con 2 y 4 m de altura fueron más frecuentes en los bosques con diferente tipo de manejo, pero mayor edad (Q1 y R1) (Figura 16b). En contraste, el bosque R2 tuvo menor frecuencia de individuos en cada una de las clases de altura (Sesgo = 0.583 ± 0.687). Los pinos con 2 m de altura fueron más frecuentes en el bosque R1 que en el Q1, en cambio, el bosque Q1 presentó mayor frecuencia de pinos con 4 y 6 m de alto que el R1. Los bosques con distinta edad tuvieron frecuencias de pino diferente en cada una de las clases de altura (Figura 16b), el bosque R1 tuvo mayor frecuencia de pinos con 2, 4 y 6 m de altura en comparación con el bosque R2, pero los pinos con 15, 20 y 25 m de altura fueron más frecuentes en el sitio R2 que en el R1.

Las distribuciones de frecuencia de altura del género *Quercus* fueron diferentes entre los bosques con diferente tipo de manejo y distinta edad de regeneración (Figura 16c). El sitio Q1 tuvo mayor frecuencia de encinos con 2 m de altura (Sesgo = 2.976 ± 0.687). El

bosque R1 tuvo encinos con 2 y 4 m de altura como los más frecuentes (Sesgo = 1.827 ± 0.687). El bosque Q1 tuvo mayor frecuencia de encinos con 2 m de altura que el sitio R1, en cambio, el bosque R1 tuvo mayor frecuencia de encinos con 4, 6, 8 y 15 m de alto. La frecuencia de los encinos varió en cada una de las clases de altura entre los bosques con distinta edad (Figura 16c), el bosque R2 tuvo 2.8 veces mayor frecuencia de encinos con 2 m de altura que el R1. El número de encinos con 4 m de altura fue similar entre los bosques R1 y R2, y la frecuencia de encinos en cada una de las categorías restantes de altura fue mayor en el bosque R2 que en el R1.

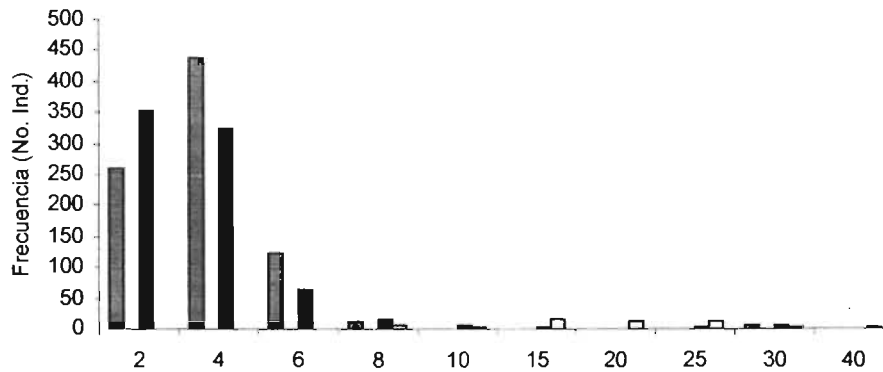
a

Sesgo: $Q1 = 1.630$; $R1 = 1.660$; $R2 = 1.267$; (± 0.687).



b

Sesgo: $Q1 = 1.873$; $R1 = 1.712$; $R2 = 0.583$; (± 0.687).



c

Sesgo: $Q1 = 2.976$; $R1 = 1.827$; $R2 = 1.263$; (± 0.687).

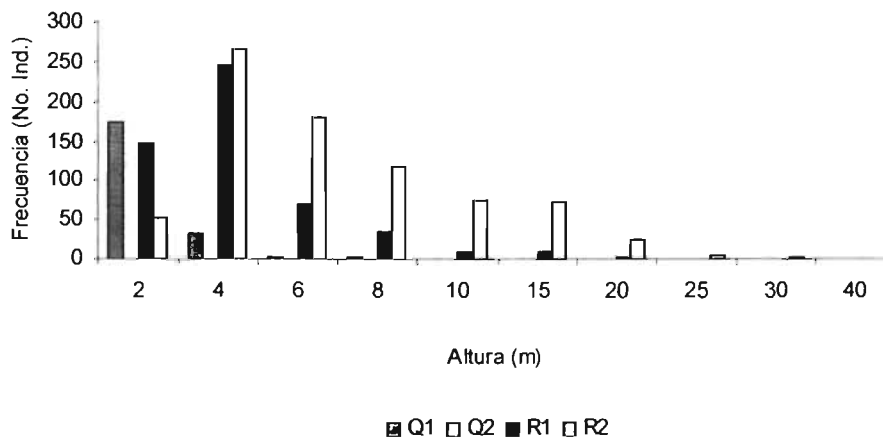


Figura 16. Distribución de frecuencias de clases de altura del estrato arbóreo en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. Q1 y Q2: bosques quemados con 8 y 1 año de edad, respectivamente; R1 y R2: bosques con corta de regeneración con 8 y 1 año de edad, respectivamente.

4. Distribución de frecuencias de altura de plántulas

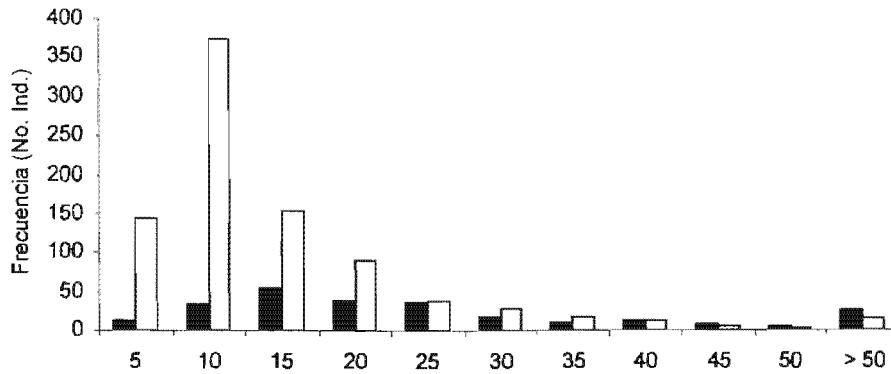
Efecto de la precipitación

La cronosecuencia húmeda tuvo mayor frecuencia de plántulas con 10, 15, 20, 25 y > 50 cm de altura (Figura 17a). En cambio, la cronosecuencia seca tuvo mayor frecuencia de plántulas con 5, 10, 15 y 20 cm, pero como una frecuencia máxima en las de 10 cm (Figura 17a). Las plántulas con alturas entre 25 y 35 cm tuvieron frecuencias similares, pero fueron mayores en la cronosecuencia seca que en la húmeda. Sin embargo, las plántulas > 45 cm de altura fueron más frecuentes en la cronosecuencia húmeda que en la seca.

En la cronosecuencia húmeda, la frecuencia de plántulas de pino en cada una de las clases de altura fue escasa (Figura 17b). Sin embargo, la distribución de frecuencias se sesgó hacia las plántulas con alturas pequeñas (1.645 ± 0.661), ya que tuvo mayor frecuencia de plántulas de pino con 5, 10 y 15 cm (Figura 17b). La cronosecuencia seca tuvo mayor frecuencia de plántulas de pino que la cronosecuencia húmeda en cada una de las categorías de altura (Figura 17b). Las plántulas de encino fueron más frecuentes en la cronosecuencia húmeda en las clases de altura 15, 20 y 25 cm (Figura 17c). Debido a lo anterior, su distribución de frecuencias tuvo un sesgo de 0.640 ± 0.661 . En cambio, la cronosecuencia seca tuvo mayor frecuencia de plántulas con 10 y 15 cm de altura (Sesgo = 1.043 ± 0.661) (Figura 17c). La frecuencia de plántulas de encino fue diferente en cada una de las clases de altura entre la cronosecuencia húmeda y seca (Figura 17c). Por ejemplo, las plántulas de encino con 5, 10, 15, 20, 30 y 35 cm de altura fueron más frecuentes en la cronosecuencia seca que en la húmeda, en contraste, las plántulas de encino con 25, 40, 45, 50 y > 50 cm de altura fueron más frecuentes en la cronosecuencia húmeda que en la seca.

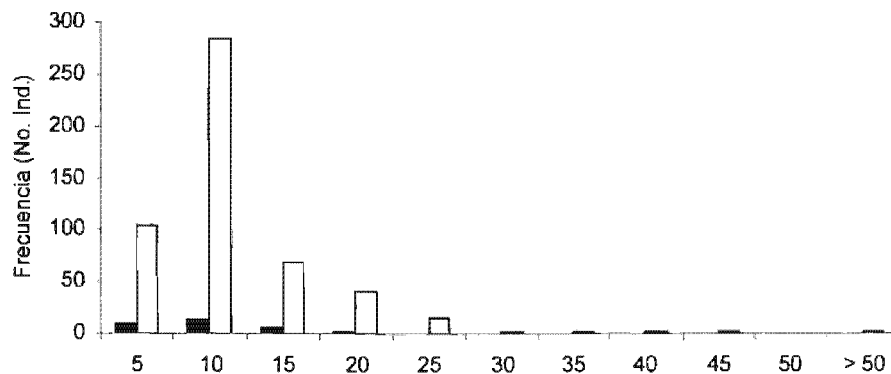
a

Sesgo: CSH = 0.648; CSS = 2.087; (± 0.661)



b

Sesgo: CSH = 1.645; CSS = 2.477; (± 0.661).



c

Sesgo: CSH = 0.640; CSS = 1.043; (± 0.661).

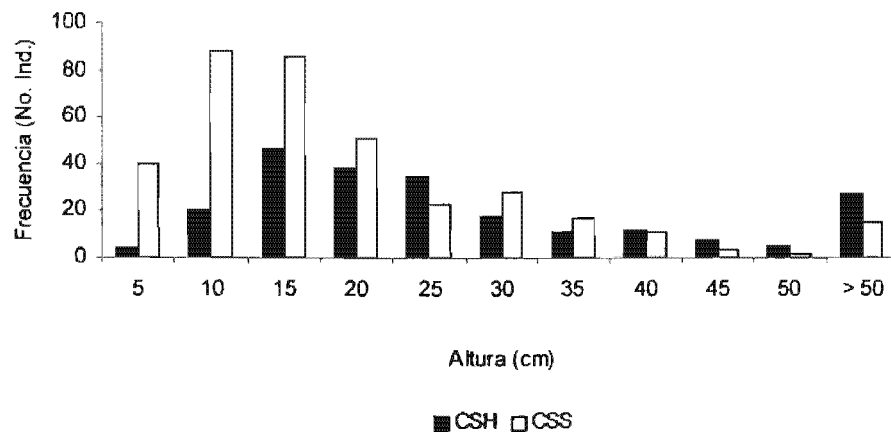


Figura 17. Distribución de frecuencias de clases de altura de plántulas en dos cronosecuencias bajo condiciones de precipitación contrastantes. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada cronosecuencia. CSH: cronosecuencia húmeda, CSS: cronosecuencia seca.

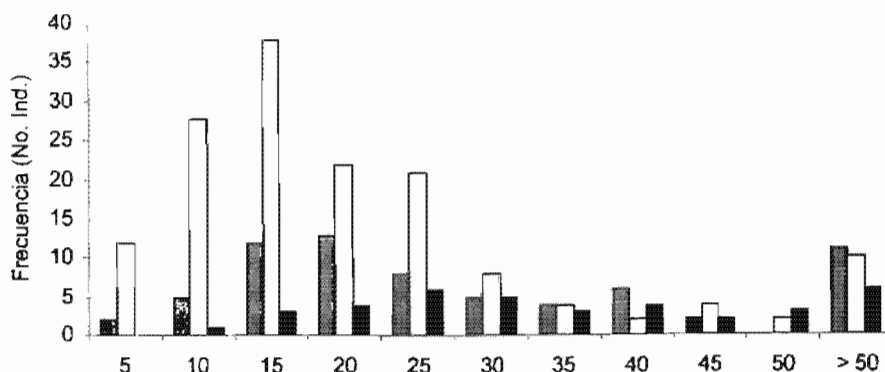
Efecto de la edad de regeneración

Las distribuciones de frecuencias de altura de plántulas fueron distintas entre los bosques con distinta edad de regeneración en la cronosecuencia húmeda (Figura 18a). El bosque maduro tuvo menor frecuencia de plántulas en cada una de las clases de altura (Sesgo = 0.354 ± 0.661). El bosque de un año tuvo mayor frecuencia de plántulas con 10, 15, 20 y 25 cm de altura (Sesgo = 0.920 ± 0.661). En cambio, el bosque de 20 años tuvo una menor frecuencia de plántulas, ya que tuvo seis plántulas con 25 cm de altura y seis > 50 cm. La frecuencia de plántulas en cada una de las clases de altura fue distinta entre los bosques con distinta edad de la cronosecuencia húmeda (Figura 18a). Sin embargo, se presentó una jerarquización en las primeras cinco clases de altura, ya que las plántulas con 5, 10, 15, 20 y 25 cm fueron más frecuentes en el bosque de un año que en el maduro y aun más que en el de 20 años (Figura 18a).

En general, no hubo plántulas de pino en los bosques con diferente edad de regeneración en la cronosecuencia húmeda, excepto por el bosque de un año (Figura 18b). El sitio con un año de edad tuvo una escasa frecuencia de plántulas del género *Pinus*, ya que solo tuvo 10 plántulas de pino con 5 cm, aumentó a 14 con 10 cm, pero disminuyó a 6 con 15 cm. Las distribuciones de frecuencias de altura de las plántulas de encino fueron iguales a las distribuciones de frecuencias de altura de las plántulas sin distinguir género en los bosques secos con distinta edad de regeneración (Figura 18a y 18c). Sólo el bosque de un año presentó diferencias debido a una menor frecuencia de plántulas de pino (Figura 18b), pero no modifican en gran medida las distribuciones de frecuencias de dichos bosques y sus diferencias en cada una de las clases de altura.

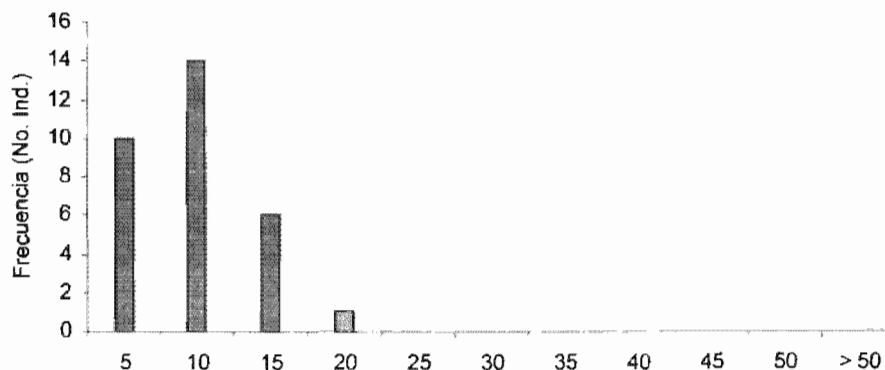
a

BTHM = 0.354; BTH1 = 0.920; BTH20 = -0.217; (± 0.661).



b

BTH1 = 1.645 (± 0.661).



c

BTHM = 0.354; BTH1 = 1.057; BTH20 = -0.217; (± 0.661).

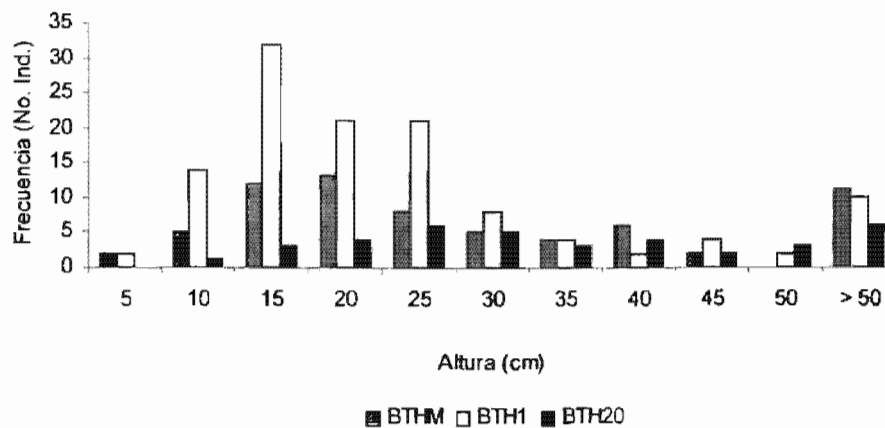


Figura 18. Distribución de frecuencias de clases de altura de plántulas en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia húmeda. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. BTH: bosque templado húmedo maduro y de 1 y 20 años.

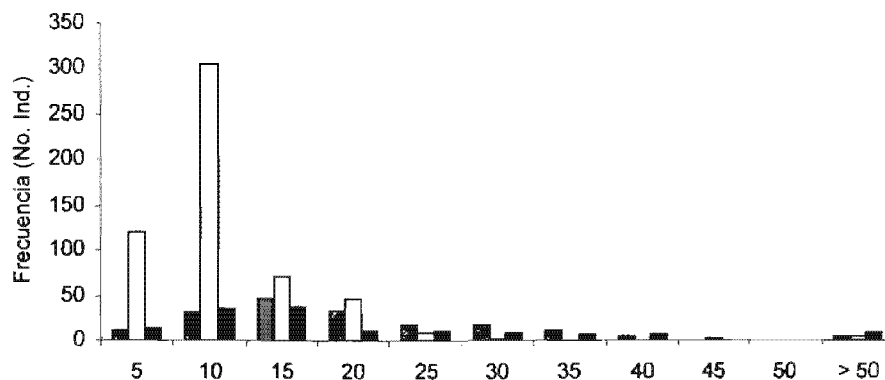
Las distribuciones de frecuencias de altura de los bosques con distinta edad en la cronosecuencia seca se sesgaron hacia las plántulas de menor altura (Figura 19a). El bosque maduro tuvo mayor frecuencia de plántulas con 10, 15 y 20 cm, y el bosque de un año tuvo plántulas con 10 cm como las más frecuentes. El bosque de 20 años presentó mayor frecuencia de plántulas con 10 y 15 cm de altura. Sin embargo, la frecuencia de plántulas en cada una de las clases de altura fueron diferentes entre los sitios con diferente edad de regeneración en la cronosecuencia seca (Figura 19a). Las plántulas con 5 y 10 cm de altura fueron más frecuentes en el bosque de un año que en el maduro y que en el de 20 años. El bosque de un año y el maduro tuvieron mayor frecuencia de plántulas con 15 y 20 cm de altura que el de 20 años.

En la cronosecuencia seca, la distribución de frecuencias de altura de las plántulas de pino se sesgaron hacia los individuos de menor altura, pero sólo correspondieron al bosque de un año y en menor medida al maduro (Figura 19b). El bosque de un año tuvo 284 plántulas de pino con 10 cm, pero disminuyó a 103 con 5 cm. En cada una de las clases de altura el bosque de un año tuvo mayor frecuencia de plántulas de pino que el maduro (Figura 19b). En general, las distribuciones de frecuencia de altura de las plántulas del género *Quercus* en la cronosecuencia seca presentaron un sesgo hacia las plántulas de menor altura (Figura 19c). Por ejemplo, el bosque maduro tuvo mayor frecuencia de plántulas de encino con 10, 15 y 20 cm; las plántulas de encino con 5 y 10 cm de altura fueron más frecuentes en el de un año, y las de 10 y 15 cm en el de 20 años. Sin embargo, en cada una de las clases de altura, los bosque con diferente edad de regeneración tuvieron distinta frecuencia de plántulas de encino (Figura 19c). Las plántulas con 5 cm de altura tuvieron mayor frecuencia en el bosque de un año que en el maduro y que en el de 20 años. El bosque de 20 años y el maduro

tuvieron mayor frecuencia de plántulas con 10 y 15 cm que el bosque de un año. Las plántulas de encino con 20 cm de altura fueron más frecuentes en el bosque maduro que en el de 1 y 20 años.

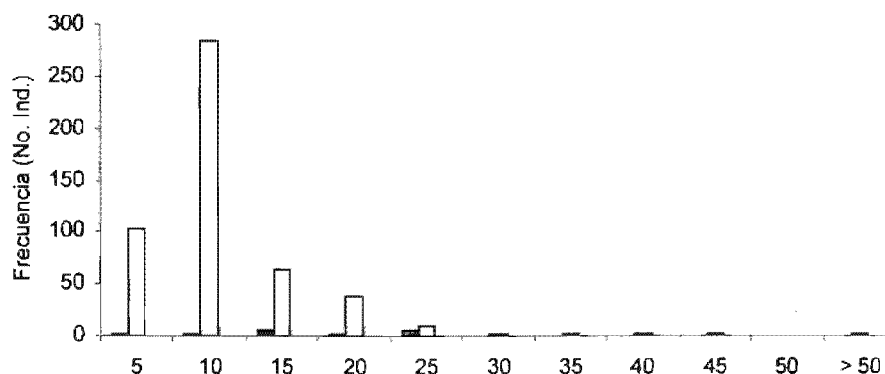
a

BTSM = 0.911; BTS1 = 2.438; BTS20 = 1.511; (± 0.661).



b

BTSM = 1.615; BTS1 = 2.524; (± 0.661).



c

BTSM = 0.842; BTS1 = 1.496; BTS20 = 1.511; (± 0.661).

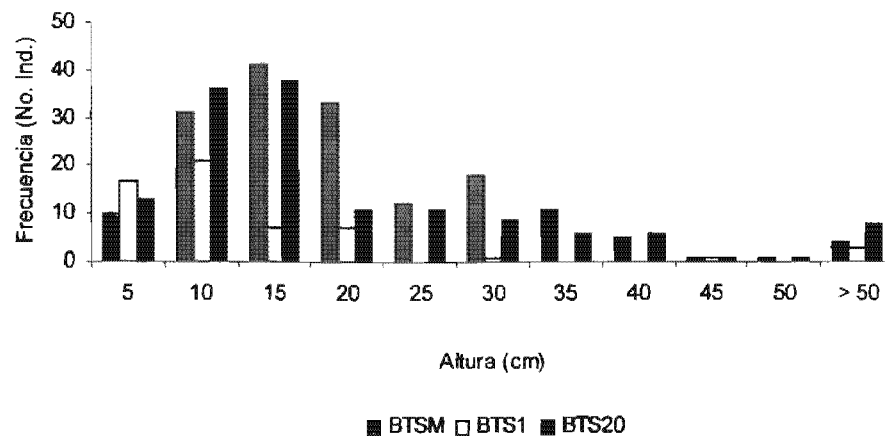


Figura 19. Distribución de frecuencias de clases de altura de plántulas en sitios con diferente edad de regeneración después de una extracción selectiva de pinos en la cronosecuencia seca. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. BTS: bosque templado húmedo maduro y de 1 y 20 años.

Efecto del tipo de manejo

En los bosques con fuego las plántulas con 5 y > 50 cm fueron más frecuentes en el sitio Q1 que en el Q2, en cambio, las de 10, 15 y 20 cm de altura fueron más frecuentes en el bosque Q2 que en el Q1 (Figura 20a). En los sitios con corta regeneración las plántulas con 5 y 10 cm fueron más frecuentes en el bosque con menor edad (R2) que en el de mayor (R1), en contraste, el sitio R1 tuvo mayor frecuencia de plántulas con 15, 20, 25, 30 y > 50 cm de altura que el bosque R2 (Figura 20a).

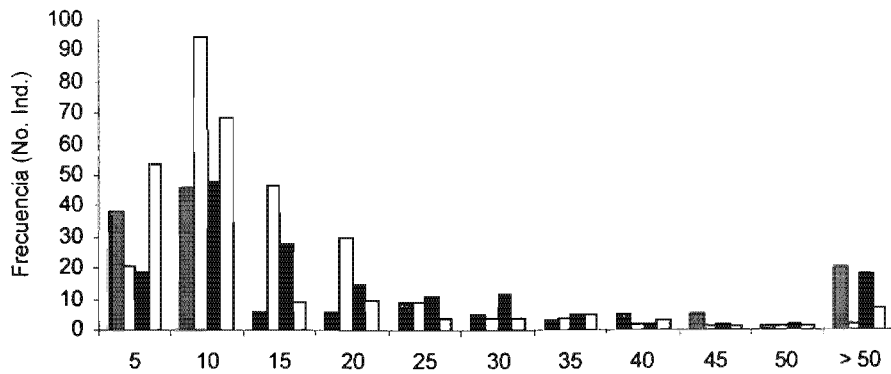
Los bosques Q1, Q2 y R1 tuvieron mayor frecuencia de plántulas de pino con 10 cm de altura, y el R2 mayor número de plántulas de pino con 5 y 10 cm. Las plántulas de pino con 5 cm de altura fueron más frecuentes en el sitio Q1 que en el R1, pero menos frecuentes en el bosque Q2 que en el R2. Las plántulas de pino con 10, 15 y 20 cm de altura fueron más frecuentes en el R1 que en el Q1, en cambio, más frecuentes en el Q2 que en el R2. En los sitios con fuego el bosque con menor edad (Q2) tuvo mayor frecuencia de plántulas con 5, 10, 15 y 20 cm de altura que el sitio con mayor edad (Q1) (Figura 20b). En los sitios con corta de regeneración el bosque con menor edad (R2) tuvo mayor frecuencia de plántulas con 5 y 10 cm de altura que el bosque de mayor edad (R1), pero las plántulas de pino con 15 y 20 cm fueron más frecuentes en el bosque R1 que en el R2 (Figura 20b).

Las distribuciones de frecuencia de altura plántulas del género *Quercus* de los bosques con diferente tipo de manejo y distinta edad de regeneración tuvieron un sesgo hacia las plántulas de encino de menor altura (Figura 20c). El sitio Q1 y R1 tuvieron mayor frecuencia de plántulas de encino con 5 y 10 cm de altura. El bosque Q2 tuvo mayor frecuencia de

plántulas de encino con 10, 15 y 20 cm de altura. Las plántulas de encino con 10 cm de altura fueron más frecuentes en el bosque R2. La frecuencia de plántulas de encino fue diferente entre los sitios con distinto manejo (Figura 20c). Por ejemplo, el bosque Q1 tuvo mayor frecuencia de plántulas de encino con 5 y 10 cm de altura que el bosque R1, pero sucedió lo contrario en las plántulas de encino con 15, 20 y > 50 cm. El bosque R2 tuvo mayor frecuencia de plántulas de encino con 5, 10 y > 50 cm de altura que el bosque Q2, pero las de 15 y 20 cm de alto fueron más frecuentes en el bosque Q2 que en el R2. Los bosques con fuego (Q1 y Q2) tuvieron diferente frecuencia de plántulas de encino en cada una de las clases de altura (Figura 20c). Por ejemplo, el bosque Q1 tuvo mayor frecuencia de plántulas de encino con 5, 10 y > 50 cm de altura que el Q2, pero no así para las plántulas de 15 y 20 cm. Los bosques con corta de regeneración (R1 y R2) presentaron una frecuencia de plántulas de encino similar en cada una de las clases de altura.

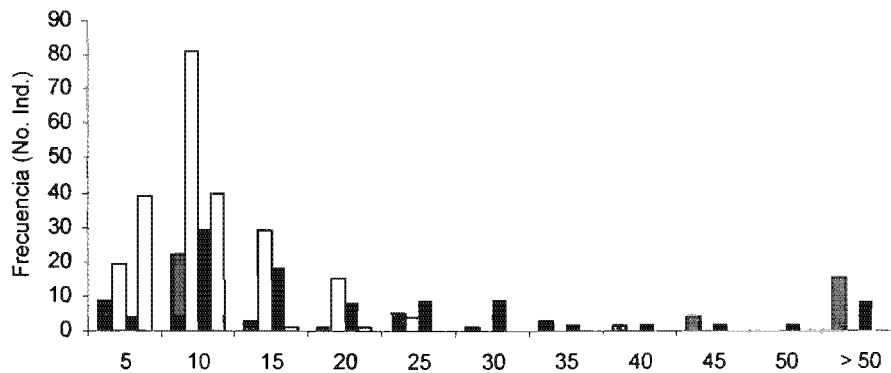
a

Q1 = 1.607; Q2 = 2.072; R1 = 1.482; R2 = 1.947; (± 0.661).



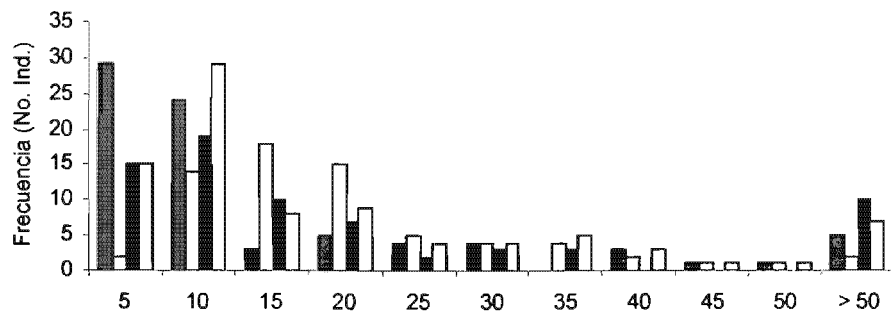
b

Q1 = 1.659; Q2 = 2.459; R1 = 1.746; R2 = 1.921; (± 0.661).



c

Q1 = 1.852; Q2 = 1.127; R1 = 0.859; R2 = 2.071; (± 0.661).



Altura (cm)

■ Q1 □ Q2 ■ R1 □ R2

Figura 20. Distribución de frecuencias de clases de altura de plántulas en sitios con distinto manejo forestal y diferente edad de regeneración. a) Total; b) *Pinus*, y c) *Quercus*. La cifra en el paréntesis es el error estándar para cada sitio. Q1 y Q2: bosques quemados con 8 y 1 año de edad, respectivamente; R1 y R2: bosques con corta de regeneración con 8 y 1 año de edad, respectivamente.

IV. DISCUSIÓN

1. Factor precipitación

Densidad

Las especies de los géneros que componen al bosque de pino-encino pueden distribuirse en diferentes grados de humedad en montañas del sur de México (Galindo-Jaimes et al., 2002; Alba-López et al., 2003). Sin embargo, la densidad de especies arbóreas en sitios contrastantes de precipitación ha sido poco estudiada (Alavi, 2002; Gracia et al., 2002; Fekedulegn et al., 2003). En nuestra zona de estudio la densidad arbórea fue mayor en la cronosecuencia seca que en la húmeda. Lo anterior es similar a lo reportado por Fekedulegn et al. (2003) en un bosque mixto de latifoliadas en West Virginia, E. U. A. Estos autores reportan que en bosques con orientación hacia el noreste se tuvo una densidad de 425 Ind. ha⁻¹ y con exposición al suroeste 522 Ind. ha⁻¹; donde la humedad relativa fue alrededor del 25 % menor en el lado suroeste que en el noreste. Sin embargo, Gracia et al. (2002) reportan lo contrario en bosques de pino-encino en Catalonia Central, España, su investigación reporta 6,805 ± 1,168 Ind. ha⁻¹ en bosques con orientación al norte (mayor humedad) y 1,516 ± 136 Ind. ha⁻¹ en bosques orientados hacia el este (menor humedad). Estos resultados son debidos probablemente a que las especies que componen a un ecosistema responden de manera diferente a las condiciones biofísicas de su entorno. No obstante, tales diferencias en nuestra zona de estudio pueden deberse a que existe una mayor competencia en los ambientes húmedos que en los secos (Ganz y Burckle, 2002). Los vientos húmedos provenientes del Golfo de México pueden favorecer la presencia de especies herbáceas y arbustivas, lo cual

probablemente disminuye el establecimiento exitoso de los árboles. En contraste, en los bosques de menor humedad la competencia por los recursos es menor y las condiciones microclimáticas pueden ser más favorables para el establecimiento de las especies arbóreas (Challenger, 1998). Lo anterior posiblemente explica la mayor densidad de árboles en condiciones de menor precipitación en nuestra zona de estudio. Los encinos se establecen con éxito en diferentes grados de humedad en los bosques de pino-encino de los Altos de Chiapas, México (Galindo-Jaimes et al., 2002). Nuestra zona de estudio no es la excepción. Sin embargo, la cronosecuencia húmeda tuvo menor densidad de latifoliadas (encinos y otras especies) debido a que se presenta un subdosel arbustivo (Ganz y Burckle, 2002) que probablemente disminuye el espacio disponible para el establecimiento de los primeros. Figueroa-Rangel y Olvera-Vargas (2000) indican que existe una limitada repoblación de encinos bajo su propio dosel en zonas mésicas. La densidad de pinos no fue diferente entre la cronosecuencia seca y la húmeda debido probablemente a que el género *Pinus* se distribuye en diferentes condiciones climáticas (Eguiluz, 1982) y el contraste de precipitación que se presenta en nuestra zona de estudio no es suficiente para aumentar o disminuir su densidad. Aunado a lo anterior, la mayoría de los árboles del género *Pinus* son de grandes dimensiones y existe poco establecimiento de este género en el sotobosque como consecuencia de la extracción selectiva que se realiza, lo cual puede evitar la competencia con los árboles y arbustos debajo del dosel presentes en la cronosecuencia húmeda.

Diámetro a la altura de pecho, área basal y altura

Diversos estudios han relacionado la cantidad de precipitación con el crecimiento de las especies arbóreas (Yeh et al., 2000; Uzoh, 2001; Alavi, 2002; Gracia et al., 2002; Fekedulegn et al., 2003). Se ha documentado que las coníferas tienen mayor crecimiento en DAP y área basal en ambientes de mayor precipitación (Alavi, 2002; Gracia et al., 2002). Sin embargo, en nuestra zona de estudio, el DAP y área basal de los árboles de pino fueron de mayor tamaño en la cronosecuencia seca que la húmeda. Se conoce que la precipitación es uno de los principales factores que actúa sobre el desarrollo de los pinos (Vela, 1976; Sierra et al., 1991). Sin embargo, este tipo de investigaciones son escasas en zonas montañosas del sur de México. No obstante que la precipitación influye en la cantidad de humedad del suelo y esta a su vez en la disponibilidad de nutrientes (Alavi, 2002). En nuestra zona de estudio Canto (2004) encontró una mayor tasa de mineralización de la materia orgánica y mayor disponibilidad de nitrógeno en forma de amonio en la cronosecuencia seca que en la húmeda. Chertov et al. (2003) indican que la disponibilidad de nitrógeno es un factor limitante en el crecimiento radial de los árboles en bosques boreales. Por lo tanto, la mayor disponibilidad de nitrógeno explica el mejor desarrollo de los pinos en los bosques de la cronosecuencia seca. Lo anterior no sucedió para los encinos, ya que el DAP y área basal fueron mayores en la cronosecuencia húmeda que en la seca. Nuestros resultados son similares a los obtenidos por Fekedulegn et al. (2003) en un bosque mixto de latifoliadas en West Virginia, E. U. A. Estos autores encontraron que el área basal del *Quercus rubra* en rodales orientados al noreste (mayor humedad relativa) fue de $7.0 \pm 1.10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y en el suroeste (menor humedad relativa) fue $6.3 \pm 0.89 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Lo anterior denota que mayor precipitación favorece el tamaño en DAP y área basal de los encinos en nuestra zona de estudio. La altura de los pinos,

encinos y otras especies no difirió significativamente entre las cronosecuencias (Cuadro 4), lo cual indica que la diferencia en la precipitación entre las cronosecuencias no es determinante para favorecer el crecimiento en altura de los árboles en un ambiente más que en otro.

La estructura de los bosques en ambas cronosecuencias presentaron distribuciones de frecuencias de DAP, área basal y altura características de bosques manejados (Vetaas, 2002; Rouvinen y Kuuluvainen, 2004). Lo pinos tuvieron poca frecuencia de individuos en las clases de tamaño mayor, y menor frecuencia en estadio juvenil debido a que es la especie aprovechada, en cambio, los encinos muestran mayor frecuencia de individuos en estadio juvenil. Vetaas (2002) indica que existe un aumento de las especies tolerantes a la sombra y una falta de reclutamiento de las intolerantes en bosques de *Quercus* con extracción selectiva, lo anterior parece ocurrir en nuestra zona de estudio. Aunque las condiciones de precipitación son determinantes en el DAP y área basal de los árboles la frecuencia de la composición en tamaños determinados se debe a la extracción selectiva en nuestra zona de estudio.

Regeneración

La precipitación tuvo un efecto significativo en la densidad de las plántulas en nuestra zona de estudio. Sin embargo, el hecho de que los bosques presenten extracción selectiva probablemente ha influido en aumentar tal diferencia. La menor precipitación en la cronosecuencia seca favorece mayor cantidad de sitios seguros para la germinación de las semillas (Challenger, 1998) y mayor disponibilidad de nutrientes para las plántulas (Canto, 2004). Aunado a una mayor cantidad de luz que llega al suelo a través de los claros ocasionados por el manejo forestal. En cambio, en la cronosecuencia húmeda los claros

abiertos por las cortas selectivas pueden ser cerrados por el rápido aumento del dosel en ambientes de mayor humedad (Challenger, 1998), ocasionando un ambiente en el interior del bosque más adverso para el reclutamiento y sobrevivencia de las plántulas (menor temperatura y mayor humedad) (Challenger, 1998; Vickers y Palmer, 2000), y por lo tanto en la disminución de la densidad. Además, la influencia de la precipitación en el tamaño de los árboles puede favorecer o disminuir el reclutamiento de las plántulas en nuestra zona de estudio. En la cronosecuencia seca hubo mayor densidad de plántulas de pino y encino bajo árboles de pino con un DAP promedio mayor de 30 cm y un área basal promedio mayor de $50 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Estos resultados son similares a los obtenidos por Galindo-Jaimes et al. (2002) en un bosque de pino-encino en Chiapas, México. Estos autores reportan mayor reclutamiento de plántulas de pino y encino bajo un dosel de pinos reproductivos ($> 25 \text{ cm DAP}$). Asimismo, Shelton y Cain (2000) indican que las plántulas de pino fueron positivamente correlacionadas con un área basal y diámetro máximo en rodales de *P. taeda*. En contraste, la cronosecuencia húmeda presentó menor densidad de plántulas bajo árboles de pino con un DAP promedio menor a 25 cm. Flores-Garnica y Moreno-González (2005) indican una pobre regeneración de plántulas ($< 30 \text{ cm}$ de altura) bajo árboles de grandes dimensiones y densidades de árboles de pino en la parte norte de la cuenca El Carrizal en la Sierra de Tatalpa, Jalisco. Lo anterior sugiere que la densidad de plántulas obedece tanto a cuestiones de precipitación, como al régimen de perturbación en nuestra zona de estudio.

En nuestra zona de estudio la precipitación no tuvo un efecto significativo en la altura de las plántulas de pino y encino. En un experimento de laboratorio, Beon y Barsch (2003) encontraron que el crecimiento en altura de las plántulas de *P. densiflora*, *Q. Serrata*, *Q.*

mongolica y *Q. variabilis* no fue influenciado por la humedad del suelo, pero si por la intensidad de luz, como parecer ocurrir en este estudio.

2. Efecto de la edad de regeneración

Densidad

La sucesión secundaria ha sido investigada en pocas montañas de México con bosques de pino-encino y un régimen de perturbación particular (González-Espinosa et al., 1991; Saldaña y Jardel, 1992). En la literatura reportada para los bosques de pino-encino se han descrito las etapas de desarrollo vegetal que suceden después de una perturbación (Rzedowski, 1978; Challenger, 1998). En la vertiente seca de nuestra zona de estudio se ha podido apreciar mejor este desarrollo (Cuadro 5). El bosque de un año presentó poca densidad arbórea debido al poco tiempo transcurrido desde la extracción selectiva, sin embargo, en el de 5 años se observó un súbito aumento en densidad. González-Espinosa et al. (1991) sugieren que la corta selectiva de pinos aplicada a un rodal maduro puede cambiar las condiciones microambientales debido al aumento del suministro de luz, lo cual puede favorecer el establecimiento y crecimiento de los árboles que componen al bosque de pino-encino. Este incremento en la densidad después de los cinco años (de 5 a 30 años) no fue significativo, por lo tanto nos sugiere que el espacio disponible para el establecimiento de más árboles es limitado debido al gran número de individuos presentes en el sitio. La fase de exclusión, característica de los bosques de pino-encino empieza cuando existe una gran densidad de árboles en el bosque (Challenger, 1998). Aunado a lo anterior, la competencia

extrema por los recursos disponibles, así como las condiciones ambientales imperantes en el rodal diferentes a las iniciales (mayor humedad, menor luz y nutrientes) provocan la muerte de los árboles menos adaptados (González-Espinosa et al., 1991; Challenger, 1998). Lo anterior explica la menor densidad registrada en el bosque maduro. El hecho de que en la cronosecuencia húmeda tales procesos fueron menos claros podría deberse a la intensidad de la corta. Según la Red de SmartWood Program (2001) al certificar el manejo forestal que la comunidad de Ixtlán de Juárez hace sobre sus recursos madereros encontraron que los comuneros aplicaban las cortas como recetas sin considerar las condiciones microambientales del rodal.

La densidad de los pinos y encinos varió con la edad de regeneración (Cuadro 6). De hecho, la menor densidad de pinos y la mayor densidad de encinos en los bosques de un año se debe a que el género *Pinus* es objeto de la extracción y los encinos no son cortados. Por otro lado, nuestros resultados indican que a través del tiempo las especies que aumentan en densidad son los encinos con relación a los pinos. Negreros y Snook (1984) reportan que en 1958 la comunidad de San Pablo Macuilianguis, Oaxaca tenía un bosque de pino-encino sin aprovechamiento forestal, donde el volumen de la masa forestal estaba compuesta principalmente por pinos (70 %) y encinos (29 %). Sin embargo, estos autores estudiaron el efecto de las cortas selectivas a 20 años de su aplicación sobre los árboles dominantes, encontrando que el 57 % de estos eran pinos y el 43 % eran encinos. El hecho de que los pinos no aumenten en densidad a mayor edad de regeneración del bosque es resultado del tamaño de los claros abiertos por las cortas selectivas (Negreros y Snook, 1984; Pineda y Sánchez-Velásquez, 1992; Saldaña y Jardel, 1992; Meadows y Stanturf, 1997; Ganz y Burckle, 2002). Los requerimientos ecológicos de los pinos no le permiten establecerse en

claros pequeños debido a la poca cantidad de luz que llega al suelo, sin embargo, es adecuada para el establecimiento y crecimiento de los encinos (Negreros y Snook, 1984; Pineda y Sánchez-Velásquez, 1992). En bosques mixtos de latifoliadas, se ha observado que las cortas selectivas favorecen a las especies tolerantes a la sombra y por lo general de menor valor comercial (Meadows y Stanturf, 1997). El hecho de que el sitio de 10 años de la cronosecuencia seca presentara una gran densidad de pinos y latifoliadas posiblemente se debe a la mayor intensidad de corta en este rodal, lo cual ha favorecido el establecimiento de ambos géneros. Negreros y Snook (1984) indican que la empresa que era encargada del aprovechamiento forestal en la Sierra Norte (FAPATUX) en casos aislados alcanzó una intensidad de corta hasta del 70 % del volumen total de pino, lo cual probablemente incrementó la intensidad de luz y un aumento en el establecimiento de los pinos (Negreros y Snook, 1984).

DAP y área basal

Nuestros resultados sugieren que la recuperación del bosque después de la corta selectiva es mayor de 30 años. Vela (1976) indica que un *Pinus patula* tiene valor comercial cuando el fuste alcanza 10 a 20 m de largo, es decir, cuando tiene entre 30 y 20 cm de DAP. Sin embargo, en los bosques con una edad entre 5 y 30 años de la cronosecuencia seca el DAP y el área basal promedio de los árboles es pequeño. Lo anterior se observa más claramente en las distribuciones de frecuencias de DAP y área basal, donde presentan mayor número de árboles con un DAP entre 2.5, 5 y 10 cm y un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Lo anterior es similar a lo obtenido por Pineda y Sánchez-Velásquez (1992). Estos autores reportan para

los años de 1982 y 1984 mayor frecuencia de árboles con 5 y 10 cm de DAP en bosques de pino-encino con una extracción selectiva en 1964 y en 1983. Sin embargo, tanto para el estudio de Pineda y Sánchez-Velásquez (1992) como en nuestra zona de estudio, los encinos son los que presentan mayor densidad con el tiempo desde la corta. Meadows y Stanturf (1997) indican que los pequeños claros creados por las cortas selectivas proveen suficiente luz para el establecimiento de las especies intolerantes, pero no la suficiente para su crecimiento. Debido a lo anterior, y a que a través del tiempo el dosel se vuelve a cerrar, las especies intolerantes mueren, pero no así para las especies tolerantes que pueden crecer lentamente. Las distribuciones de frecuencias de DAP y área basal de encinos son similares a las del total arbóreo, lo cual demuestra que las condiciones microclimáticas dominantes en el claro derivado de una extracción selectiva es la adecuada para el crecimiento de los encinos (Ganz y Burckle, 2002).

Uno de los objetivos de las cortas selectivas es el de mantener una estructura con árboles de diferente tamaño (Meadows y Stanturf, 1997). Sin embargo, la modificación de dicho método solamente para la extracción del género *Pinus* ha provocado cambios en la estructura de DAP y área basal para los géneros *Pinus* y *Quercus*. Es decir, a un año de haberse aplicado la corta el sitio presenta una baja frecuencia de pinos en cada una de las categorías de DAP y de área basal, pero no así para los encinos, los cuales muestran mayor frecuencia en las categorías de menor tamaño para ambas variables. Esto evita el desarrollo de especies de sucesión temprana (pinos) y acelera su reemplazamiento por especies correspondientes a la sucesión tardía (encinos) (Negreros y Snook, 1984; Pineda y Sánchez-Velásquez, 1992; Saldaña y Jardel, 1992). Aunado a lo anterior, la similitud del DAP y área

basal de los encinos en el tiempo puede retrasar o en el mayor de los casos impedir el aprovechamiento maderero de los pinos en tiempos futuros.

Altura

La altura registrada para los árboles de nuestra zona de estudio es diferente a la reportada para otros bosques de pino-encino de México (González-Espinosa et al., 1991). Lo anterior puede ser debido a que en nuestra zona de estudio los bosques son aprovechados. En general, los bosques de 1 a 30 años de edad en ambas cronosecuencias presentan una altura promedio menor que los bosques maduros. Además, la intensidad de manejo probablemente influyó en el crecimiento de los árboles. Negreros y Snook (1984) indican que la empresa de Fabricas de Papel Tuxtepec (FAPATUX) realizó cortas selectivas con una intensidad variable en la Sierra Norte, retirando un promedio de 18 % del volumen total de pino en el sitio seleccionado. El desarrollo de la altura arbórea del bosque depende de los árboles residuales, es decir, un gran número de árboles remanentes en un rodal puede disminuir la cantidad e intensidad de luz que penetra en el bosque debido a la longitud de sus copas (Shelton y Cain, 2000) que al paso del tiempo puede resultar en un bosque con un dosel cerrado. Lo anterior, ocasiona una supresión de los árboles juveniles al no permitirles crecer (Negreros y Snook, 1984; Pineda y Sánchez-Velásquez, 1992). Además, la competencia por agua, luz y nutrientes disponibles que se presenta entre los árboles suprimidos puede afectar su desarrollo (Shelton y Cain, 2000). Tanto la intensidad de corta, la luz limitante y la gran competencia por los nutrientes explican la mayor frecuencia de árboles de menor tamaño en los sitios manejados. Principalmente, en la cronosecuencia seca se observa una disminución

de la altura a los 5 años de edad del bosque, la cual se mantiene sin cambios en los bosques de mayor edad, demostrando que no está habiendo un aporte positivo en altura, ya que los árboles emergentes son de menor altura y por consiguiente disminuyen la altura promedio del bosque. Lo anterior es confirmado al observar las distribuciones de frecuencias de altura para ambas cronosecuencias (Figuras 10a y 13a), donde se presenta mayor número de individuos en las primeras categorías de altura.

En lo que concierne a los pinos, no existe un cambio con respecto a la edad en la mayoría de los bosques de ambas cronosecuencias, sugiriendo que los claros son aprovechados por las especies tolerantes a la sombra (Negreros y Snook, 1984; Pineda y Sánchez-Velásquez, 1992; Saldaña y Jardel, 1992). En San Pablo Macuilianguis, Oaxaca, Negreros y Snook (1984) encontraron en un bosque de pino-encino, a 20 años de haberse aplicado la corta selectiva, que el 80 % de los pinos emergentes estaban suprimidos por un dosel de encino. Los escasos pinos fueron especies características del dosel, independientemente de la edad en nuestra zona de estudio, lo cual denota que no existe un reclutamiento y el crecimiento de los pinos es nulo. El factor limitante para el crecimiento de las especies en bosques boreales es la luz (Chertov et al., 2003), no obstante la cantidad de luz que se filtra a través del dosel y que llega al suelo, establecerá el crecimiento de una especie determinada. La respuesta de los árboles suprimidos debajo del dosel al presentarse un suministro de luz crecen en altura más que en diámetro (Chertov et al., 2003). Sin embargo, ni las especies con una mayor eficiencia fotosintética (encinos u otras latifoliadas) registraron un incremento en la altura a mayor edad en nuestra zona de estudio, debido al incremento de la cobertura del dosel, revelando que los encinos pudieron establecerse en los claros, pero la luz no fue la suficiente para permitir el crecimiento de todos los encinos con

un crecimiento potencial (Meadows y Stanturf, 1997) quedando suprimidos debajo del dosel de otros encinos de la misma edad.

Regeneración

En nuestra zona de estudio la densidad de plántulas disminuyó con la edad de regeneración en ambas cronosecuencias. Esto sugiere que las condiciones microambientales imperantes en el rodal son determinantes para favorecer la regeneración (Shelton y Cain, 2000). La reciente apertura de claros en los sitios de un año aumentó el espacio disponible, lo cual provocó la disminución de la competencia por luz, agua y nutrientes, y un mayor establecimiento de plántulas (Ganz y Burckle, 2002). Dichas condiciones son favorables para los pinos, y más aún si durante la extracción selectiva el mantillo fue perturbado, provocando que el suelo mineral quedara al descubierto en ciertas zonas del rodal (Shelton y Cain, 2000; Ganz y Burckle, 2002). Sin embargo, la presencia de una gran cantidad de árboles del género *Quercus* en el rodal favoreció el reclutamiento de plántulas de encino. En un bosque de pino-encino de Mississippi, E. U. A. Shelton y Cain (2000) reportaron una rápida recuperación de pinos y encinos en el sotobosque tres años después de una extracción selectiva. Por el contrario, el menor reclutamiento de plántulas en el sitio de 20 años indica que el espacio disponible es menor y la competencia por los recursos ha aumentado (Challenger, 1998). Además, la presencia de plántulas de encino nos sugiere que los claros creados por la corta selectiva han sido cerrados y las condiciones de sombra no permiten el reclutamiento de los pinos (Shelton y Caín, 2000). Con base en la literatura se conoce que la materia orgánica se descompone lentamente en los bosques de pino-encino de alta montaña debido a las bajas

temperaturas (Challenger, 1998), lo cual probablemente provoca un aumento en el espesor del mantillo a mayor edad del bosque. Por lo general, las semillas de los pinos germinan y se establecen en zonas abiertas y en contacto con el suelo (Saldaña y Jardel, 1992; Flores-Garnica y Moreno-González, 2005). Debido a lo anterior, el mantillo puede inhibir el reclutamiento de plántulas de pino (Shelton y Cain, 2000). En cambio, las semillas de los encinos germinan en claros pequeños o en sucesión avanzada (Saldaña y Jardel, 1992) debido a que sus raíces pueden crecer en forma vertical y traspasar el mantillo alcanzando el suelo mineral (Flores-Garnica y Moreno-González, 2005).

La densidad de plántulas de los bosques de 20 años es parecida a la de los maduros debido probablemente a que las condiciones de sombra son similares. González-Espinosa et al. (1991) indicaron que un bosque de pino-encino con una edad de 40 a 45 años presentó una cobertura del dosel de 70-80 % y un bosque de pino-encino con 20 a 25 años de edad un dosel con 80-90 % en Los Altos de Chiapas México. Lo anterior, explica la presencia de plántulas de pino en el bosque maduro, ya que se reportan como parte de la composición de especies en nuestra zona de estudio *P. ayacahuite* (SmartWood Program, 2001), especie considerada tolerante a la sombra (Ganz y Burckle, 2002; Musálen y Ramírez, 2003).

El hecho de que la altura de las plántulas no dependió de la edad de regeneración es debido a la composición que domina en las plántulas. Es decir, al presentarse condiciones de sombra en todos los rodales se ha mantenido un reclutamiento y crecimiento continuo para el género *Quercus*, lo cual es apoyado por las distribuciones de frecuencias de altura (Figuras 18c y 19c), donde se presentan plántulas en todas las categorías de altura. En cambio, el hecho de que la altura de las plántulas de pino dependiera de la edad de los bosques se debe a

las condiciones microambientales imperantes en el rodal. El sitio de un año presentó una gran densidad de plántulas de pino debido a la disponibilidad de luz, pero la mayoría tuvo 10 cm de altura asociado a una gran competencia por el espacio, agua y nutrientes. Aunque en el bosque maduro se presentan condiciones de luz adversas para el crecimiento del género *Pinus* las plántulas que han logrado establecerse tiene mayor altura debido a que enfrentan una menor competencia por el espacio y recursos a nivel sotobosque característico de los bosques maduros (Challenger, 1998).

3. Tipo de manejo

Densidad

En México, el fuego es parte integral de la estructura y funcionamiento de los bosques de pino-encino (Park, 2001). Investigaciones realizadas en bosques de Estados Unidos y en los del norte de México han sugerido la reintroducción de fuego superficial con una frecuencia periódica para restaurar a los ecosistemas de pino-encino a sus condiciones originales después de haber experimentado una política de supresión de incendios (Fulé y Covington, 1996; Covington et al., 1997; Fulé y Covington, 1998; Fulé y Covington, 1999; Gilliam y Platt, 1999; Brose et al., 2001; Fulé et al., 2004; Hubbard et al., 2004). En nuestra zona de estudio, los sitios con fuego tuvieron poca densidad arbórea. Lo anterior puede deberse a la intensidad de la perturbación (fuego), probablemente experimentaron incendios de gran intensidad, ya que el bosque Q2 no presentó árbol alguno y el Q1 tuvo una escasa presencia de árboles mayores de 15 cm de DAP. Mathews (2003) indica que en la zona de

estudio se mantiene una política de supresión de incendios desde 1940, lo cual incrementaría la intensidad del fuego en el presente por la mayor acumulación de combustible vivo y muerto (Fulé y Covington, 1998). Las quemas de gran intensidad también han sido sugeridas como una alternativa para restaurar las condiciones originales de la estructura (después de una política de supresión de incendios en Arizona E. U. A.) de los bosques de coníferas (Fulé et al., 2004), pero no para los bosques de pino-encino (Barton, 2002). Sin embargo, el estudio de los efectos de las quemas prescritas en los bosques de pino-encino del sur de nuestro país es incipiente (Flores y Benavides, 1995; Peña-Ramírez y Bonfil, 2003).

Las cortas de regeneración son factibles para restaurar y mantener la estructura y funcionamiento de los bosques de coníferas cuando no es posible aplicar fuego (Yorks y Adams, 2003; Fulé et al., 2004). En nuestra zona de estudio los bosques con tratamiento de árboles padre tuvieron una gran densidad de árboles debido probablemente a la intensidad de corta en el rodal (Elliott y Knoepp, 2005). Al aplicarse una corta de regeneración se deja un determinado número de árboles residuales (Chacón, 1983), los cuales contribuyen a que la densidad arbórea no disminuya totalmente. En nuestra zona de estudio se ha documentado que se dejan entre 10 a 30 árboles semilleros de pino por hectárea (Ganz y Burckle, 2002). Aunado a que uno de los objetivos de las cortas de regeneración es liberar espacio para mejorar el crecimiento de los árboles residuales (Meadows y Stanturf, 1997; Ganz y Burckle, 2002) en nuestra zona de estudio este espacio fue ocupado por el establecimiento de especies arbóreas en estadio juvenil, provocando una gran densidad.

Se ha documentado que en bosques de *Pinus-Quercus* los encinos son especies susceptibles al fuego (Fulé y Covington, 1998; Barton, 1999; Barton, 2001; Peña-Ramírez y

Bonfil, 2003). Nuestra zona de estudio no es la excepción, ya que los sitios con fuego redujeron la densidad de encinos. La susceptibilidad de los encinos se debe a que se ramifican desde la base y su corteza es delgada (Challenger, 1998; Barton, 1999), lo cual provoca que al iniciarse un incendio los encinos son los primeros individuos en ser consumidos. Lo anterior es similar a lo reportado en otro ecosistema por Fulé et al. (2004). Estos autores encontraron que de 940.7 ± 104.3 ind/ha que se tenían en un bosque mixto de coníferas se redujeron a 330.5 ± 57.0 ind/ha después de un incendio de gran intensidad, donde los individuos más afectados fueron las especies susceptibles al fuego. En los bosques con corta de regeneración la densidad de encinos fue mayor debido que los encinos tienen la capacidad de rebrotar en los tocones o en los árboles dañados por la corta de regeneración (Jardel, 1985; Elliott y Knoepp, 2005). Además, las semillas de los encinos pueden ser dispersadas por la fauna local (Bellocq et al., 2005). Dichas semillas pueden provenir del gran número de encinos que se encuentran alrededor del sitio talado (Gracia et al., 2002).

En nuestra zona de estudio, la edad de los bosques afectó positivamente la densidad de pinos. Los bosques de menor edad tuvieron una gran disminución de pinos debido a la intensidad del incendio en el rodal Q2, y a que en el rodal con corta (R2) fueron dejados pocos pinos. Se reportado que el establecimiento de las especies intolerantes a la sombra son favorecidas por el fuego (Barton, 1999) y las cortas de regeneración (Meadows y Stanturf, 1997). Lo anterior sucede en nuestros sitios con mayor edad (Q1 y R1), ya que presentaron mayor densidad de pinos, sugiriendo que ambos tratamientos favorecen el establecimiento del género *Pinus*.

DAP y área basal

En nuestra zona de estudio el crecimiento de los árboles dependió del tipo de manejo, es decir, el DAP y el área basal de los árboles en los bosques con corta de regeneración fue mayor que en los de fuego (Cuadro 7). Lo anterior está relacionado a la composición del bosque, ya que los pinos crecieron más en los sitios con fuego, en cambio, los encinos en los de corta de regeneración. Lo anterior sugiere que a pesar de que la competencia por los recursos disminuye y/o la disponibilidad de nutrientes aumenta después de una perturbación (Elliott y Knoepp, 2005), la cantidad e intensidad de luz solar que llega al sitio es la determinante para el crecimiento de los pinos. Así como el hecho de que el efecto benéfico de la luz solar sobre el crecimiento de las especies arbóreas dependió de sus estrategias de adaptación a los diferentes tipos de manejo (Barton, 1999). Los sitios con fuego al tener un claro extenso presentan condiciones más adecuadas para el crecimiento de los pinos, en cambio, es posible que los árboles residuales en los sitios de corta favorecieran el crecimiento de los encinos debido a la sombra que producen. Si embargo, también pueden beneficiar a algunas especies intolerantes a la sombra evitando su desecación en sus primeros años de establecimiento (Ganz y Burckle, 2002). En un bosque de pino-encino aledaño a nuestra zona de estudio Negreros y Snook (1984) analizaron el crecimiento del área basal arbóreo en un periodo de 20 años. Estos autores observaron que en sitios abiertos sin área basal residual (zonas de cultivos abandonados y carriles de líneas eléctricas) los pinos tuvieron mayor área basal ($3.97 \pm 0.24 \text{ m}^2/1,000 \text{ m}^2$) que los de los bosques con área basal residual (manejados = $0.47 \pm 0.11 \text{ m}^2/1,000 \text{ m}^2$ y no manejados = $0.015 \pm 0.01 \text{ m}^2/1,000 \text{ m}^2$).

El crecimiento de los árboles en cuanto a su DAP y área basal no fueron afectados por la edad de regeneración en nuestra zona de estudio. Lo anterior queda demostrado al observar que los bosques Q1, R1 y R2 tuvieron mayor frecuencia de individuos con un DAP entre 2.5 y 10 cm y un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Independientemente del tipo de manejo, siete años de diferencia en la aplicación del tratamiento no son suficientes para encontrar contrastes significativos en el desarrollo de los árboles, ya que el crecimiento anual de los árboles es muy lento (Negreros y Snook, 1984). Barton (1999) encontró en bosques de pino-encino con edades de entre 3 y 10 años que los árboles más frecuentes tenían un DAP entre 5 y 10 cm. No obstante, la edad tuvo un efecto positivo en el crecimiento de los pinos en nuestra zona de estudio. En los sitios con fuego, los pinos tuvieron mayor área basal y DAP que las latifoliadas en el bosque de mayor edad (Q1), lo cual fue suficiente para diferenciarlo de la inexistente masa arbórea en el bosque Q2 (un año de edad). En los bosques con corta de regeneración el mayor DAP y área basal de los pinos en el sitio de menor edad (R2) que en el de mayor (R1) se debe a que después de un año de la corta los pinos residuales son los considerados semilleros, y por ende de mayores dimensiones. En cambio, a ocho años de regeneración el DAP y el área basal disminuyó a consecuencia del aumento de los pinos de menores dimensiones. González-Espinosa et al. (1991) indican que un numeroso cohorte de árboles juveniles de pino pueden ser encontrados en campos con cinco a ocho años de abandono en Los Altos de Chiapas, México. Nuestros resultados son similares a los de Galindo-Jaimes et al. (2002), ya que a ocho años de haberse aplicado el tratamiento aumentó considerablemente el número de individuos con un DAP menor a 10 cm y con un área basal de $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figuras 14a y 15a).

Altura

La altura de los árboles fue diferente en sitios con distinto manejo forestal (Cuadro 7), lo anterior es debido al diferente grado de afectación de cada método sobre la vegetación. Las parcelas con fuego presentaron menor altura arbórea debido a que los incendios de gran intensidad provocan la muerte de una gran cantidad de árboles (Barton, 2002; Fulé, et al., 2004). Por lo tanto, el crecimiento en altura de los árboles se realiza desde que se encuentran en la fase de plántula. En cambio, el hecho de que en los sitios de corta se dejen árboles residuales (Meadows y Stanturf, 1997; Ganz y Burckle, 2002) con una altura establecida, influye en la altura promedio del rodal. Debido a lo anterior, en nuestra zona de estudio, la altura arbórea promedio de pinos y encinos fue mayor en los sitios con corta que en los de fuego.

En los bosques con fuego, la altura fue afectada positivamente por la edad de regeneración. Los pinos presentaron mayor altura que los encinos, lo cual se debe a las características de adaptación de ambas especies a los incendios (Barton, 1999). Además, se sabe con base en la literatura (Rzedowski, 1978) que la mayoría de los pinos son especies típicas del dosel, que su crecimiento es rápido y su tolerancia a la sombra es mínima (heliófilos). Por lo tanto, en etapas de sucesión temprana los encinos están suprimidos debajo del dosel de los pinos debido a que los primeros presentan lento crecimiento, pero se mantienen porque tienen una mayor eficiencia fotosintética (Saldaña y Jardel, 1992). La poca altura de los árboles en nuestra zona de estudio se debe al corto tiempo transcurrido desde el fuego. Challenger (1998) indica que la recuperación de un bosque de pino-encino a una perturbación es rápida, incluso de gran magnitud, ya que en 20 años puede presentar un dosel

cerrado. La altura arbórea fue afectada negativamente por la edad de regeneración en los sitios de corta, lo cual podría deberse a que los árboles semilleros de pino tienen alturas considerables. A través del tiempo, las plántulas crecen pasando a la etapa de juveniles, ocasionando una altura promedio menor en el rodal. Ganz y Burckle (2002) indican que algunos árboles semilleros son removidos para evitar la competencia con las plántulas juveniles.

Regeneración

La densidad de plántulas de pino y encino no fue afectada por el tipo de manejo en nuestra zona de estudio. Diversos autores afirman que la prescripción de fuego de baja intensidad en bosques de pino-encino es necesaria para mantener una regeneración constante de los géneros *Pinus* (Barton, 1999; Pausas et al., 2003; Fulé et al., 2004) y *Quercus* (Peña-Ramírez y Bonfil, 2003). Sin embargo, Yorks y Adams (2003) sugieren que las cortas de regeneración (después de un daño severo en el dosel) son una alternativa viable para la regeneración del *P. Banksiana* en el caso de que no se pudieran aplicar quemas prescritas. Dependiendo de la intensidad del fuego será el efecto en el suelo (Flores y Benavides, 1995; Hubbard et al., 2004; MacKenzie et al., 2004). No obstante, después de un incendio el suelo mineral queda al descubierto, existe mayor disponibilidad de nutrientes, aumenta el suministro de energía solar y la competencia se reduce (Flores y Benavides, 1995; Hubbard et al., 2004). Los claros abiertos por las cortas de regeneración mediante el tratamiento de árboles padre pueden ser lo bastante grandes para permitir la entrada de luz solar adecuada y así tener una regeneración de las especies intolerantes a la sombra (Meadows y Stanturf,

1997). Además, la dispersión de las ramillas y conos por el sitio, la mezcla de materia orgánica con la inorgánica y la remoción del mantillo para dejar al descubierto el suelo mineral pueden realizarse posterior a la corta y así mejorar las condiciones para el establecimiento de las plántulas de pino (Béland et al., 2003). Es decir, tanto el fuego como la corta de regeneración preparan una cama idónea para la germinación de las semillas de pino y un buen suministro de luz solar para su crecimiento. Boydak (2004) argumenta que los conos del *P. brutia* pueden abrirse debido al aumento de temperatura ocasionado por el fuego o por la luz solar. Sin embargo, el reclutamiento de las especies deseadas depende de las acciones de limpia implementadas después de la corta (Elliott y Knoepp, 2005). Valencia (1992) encontró que la regeneración de especies de *P. douglasiana* se relacionó más al espesor de la hojarasca, la competencia de la vegetación herbácea y número de piedras por metro cuadrado que al número de árboles padre por hectárea. Asimismo, Yorks y Adams (2003) encontraron mayor regeneración de *P. Banksiana* en rodales con escarificación que en los que no se realizó este tratamiento después de una corta de regeneración. La resiliencia de los encinos a las perturbaciones está bien documentada, tanto para un incendio (Fulé y Covington, 1996; Fulé y Covington, 1998; Barton, 1999; Barton, 2002; Peña-Ramírez y Bonfil, 2003) como para una extracción forestal (Jardel, 1985; Meadows y Stanturf, 1997). El número similar de plántulas de encinos en cada uno de nuestros sitios se debe a la capacidad de rebrotar de los árboles pertenecientes a este género (Gracia et al., 2002), es decir, la gran intensidad de fuego ocurrido en el sitio Q2 provocó la muerte de la parte aérea de los encinos (y de las semillas), pero probablemente no así para la parte subterránea, donde se encuentran unas yemas en estado de latencia, las cuales son estimuladas por el calor del fuego (Peña-Ramírez y Bonfil, 2003). Asimismo, el sitio R2 tuvo un gran número de plántulas de encino probablemente provenientes de los tocones dejados después de la corta de regeneración

(Meadows y Stanturf, 1997), así como de las semillas provenientes de los árboles de encino que se encuentran alrededor de los sitios.

El crecimiento de las plántulas de pino dependió del tipo de manejo y de la edad de regeneración. Es decir, las plántulas de pino se desarrollaron mejor en sitios quemados que en los de corta de regeneración debido a que el fuego como un agente perturbador natural puede generar mejores condiciones que favorezcan el crecimiento de los pinos comparadas a las creadas por las cortas. Las plántulas pertenecientes a los sitios de mayor edad tuvieron mayor tamaño que los sitios de menor edad, simplemente por el efecto de un mayor tiempo transcurrido desde la perturbación. Las distribuciones de frecuencia de altura muestran un reclutamiento continuo de plántulas (de pino y de encino) en los sitios de estudio independientemente de la edad (Figura 20), lo cual sugiere que las condiciones ambientales locales creadas por ambos manejos no han cambiando en gran medida debido al poco tiempo transcurrido después de la perturbación.

El efecto no significativo de la edad de regeneración sobre la densidad de plántulas de pino no garantiza una regeneración satisfactoria en nuestra zona de estudio a pesar del crecimiento observado en el corto tiempo estudiado. En los sitios con fuego, la densidad de las plántulas de pino se redujo a un poco más de la mitad y a pesar de que en los sitios con corta de regeneración esta densidad haya permanecido constante, son necesarias investigaciones a mediano y largo plazo (Gracia et al., 2002) para saber si el fuego o el tratamiento de árboles padre son suficientemente exitosos para establecer un bosque con una composición balanceada de pino y encino, así como una regeneración satisfactoria de pinos para la continuidad del aprovechamiento maderero.

V. CONCLUSIONES

La estructura, la composición y la regeneración de los bosques de pino-encino obedecen tanto a factores biofísicos como al régimen de perturbación. No obstante, existen otros controladores como el tipo de suelo, el sustrato geológico, la exposición, la pendiente, el tipo de geoforma, la radiación solar y la temperatura, los cuales pueden influir en la estructura y dinámica de los ecosistemas. Dichos factores tienen que ser ampliamente investigados en los bosques templados sub-húmedos de México. Sin embargo, la precipitación es fundamental en el establecimiento y crecimiento de los árboles, pero la respuesta del árbol depende del género al que pertenece. La densidad, tamaño y regeneración de los pinos fueron favorecidos por una menor precipitación (800 mm). En cambio, el tamaño de los encinos fue mayor en bosques con mayor precipitación (1,300 mm), pero no su densidad y regeneración. Independientemente de la precipitación, los bosques presentan un dosel dominado por pinos y encinos, y un mayor reclutamiento de encinos que de pinos debido a la extracción selectiva aplicada a estos ecosistemas. El aumento de la densidad en el tiempo ha retrasado el crecimiento de los árboles, lo cual ocasiona que el tiempo de recuperación del bosque sea mayor de 30 años posterior a la extracción forestal. Los bosques con extracción selectiva presentan un reemplazamiento de pinos por encinos más rápido de lo que ocurre en estos ecosistemas de forma natural. Aunado a lo anterior, el tamaño de los árboles es menor en estos bosques que en los que no presentan manejo (bosques maduros), debido a que son talados los pinos de mayores dimensiones y mejores características fenotípicas. Por otro lado, la edad del bosque influye en la composición de la regeneración, donde a mayor edad de extracción forestal las plántulas de encino dominan. Debido a lo anterior, es necesario implementar medidas de reforestación o cortas intermedias para lograr

la regeneración del género *Pinus* y así poder mantener la economía de la comunidad basada en la extracción de pinos. La extracción de encinos puede ser una alternativa de aprovechamiento, sin embargo, no existe un mercado adecuado para la comercialización de la madera de encinos.

El fuego es un factor importante en el mantenimiento de los bosques de pino-encino. Sin embargo, la política de supresión de incendios que existe a nivel nacional puede causar un aumento en la intensidad de los incendios, ocasionando la muerte de árboles grandes y retrasando la recuperación del ecosistema. Sin embargo, los fuegos prescritos pueden ayudar en la recuperación de los pinos y a balancear la composición arbórea a través del tiempo. Las cortas de regeneración mediante el tratamiento de árboles padre parecen ser un método adecuado para mantener en proporción la composición del bosque, así como una buena regeneración de ambos géneros. No obstante los resultados a corto plazo en la regeneración de las especies de pino con estos tratamientos es necesaria mayor investigación a mediano y largo plazo, ya que en nuestro estudio sólo se trató el nivel de árboles y establecimiento de plántulas. Por lo tanto, estudios de sucesión son necesarios para conocer los mecanismos que influyen en el proceso que conlleva a una plántula llegar a ser un árbol, así como estudios acerca de los mecanismos que llevan a una semilla a convertirse en una plántula.

VI. LITERATURA CITADA

- Alavi, G.** 2002. The impact of soil moisture on stem growth of spruce forest during a 22-year period. *Forest Ecology and Management*, 166: 17-33.
- Alba-López, M. P., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. y Castillo-Santiago, M. A.** 2003. Determinantes de la distribución de *Pinus* spp. en la Altiplanicie Central de Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 73: 7-15.
- Barton, A. M.** 2002. Intense wildfire in southeastern Arizona: transformation of a Madrean oak-pine forest to oak woodland. *Forest Ecology and Management*, 165: 205-212.
- Barton, A. M.** 1999. Pines versus oaks: effects of fire on the composition of Madrean forests in Arizona. *Forest Ecology and Management*, 120: 143-156.
- Béland, M., Bergeron, Y. y Zarnovican, R.** 2003. Harvest treatment, scarification and competing vegetation affect jack pine establishment on three soil types of the boreal mixed wood of northwestern Quebec. *Forest Ecology and Management*, 174: 477-493.
- Belloq, M. I., Jones, C., Dey, D. C. y Turgeon, J. J.** 2005. Does the shelterwood method to regenerate oak forests affect acorn production and predation? *Forest Ecology and Management*, 205: 311-323.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A. y Menozzi, P.** 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132: 39-50.
- Beon, M. S. y Bartsch, N.** 2003. Early seedling growth of pine (*Pinus densiflora*) and oaks (*Quercus serrata*, *Q. mongolica*, *Q. variabilis*) in response to light intensity and soil moisture. *Plant Ecology*, 167: 97-105.
- Boyd, C. S. y Bidwell, T. G.** 2002. Effects of prescribed fire on shinnery oak (*Quercus havardii*) plant communities in western Oklahoma. *Restoration Ecology*, 10(2): 324-333.
- Boydak, M.** 2004. Silvicultural characteristics and natural regeneration of *Pinus brutia* Ten. – a review. *Plant Ecology*, 171: 153-163.
- Brose, P., Schuler, T., Van Lear, D. y Berst, J.** 2001. Bringing fire back the changing regimes of the Appalachian mixed-oak forests. *Journal of Forestry*, 11: 30-35.

- Canto, J. M.** 2004. Capitales de carbono, nitrógeno y fósforo del suelo en bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca. México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM.
- Chacón, J. M.** 1983. Regeneración mediante árboles padres de *Pinus arizónica*. Ciencia Forestal, 42(8): 3-20
- Challenger, A.** 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO. México.
- Chertov, O., Komarov, A., Kolström, M., Pitkänen, S., Strandman, H., Zudin, S. y Kellomäki, S.** 2003. Modelling the long-term dynamics of populations and communities of trees in boreal forests based on competition for light and nitrogen. Forest Ecology and Management, 176: 355-369.
- Covington, W. W., Fulé, P. Z., Moore, M. M., Hart, S. C., Kolb, T. E., Mast, J. N., Sackett, S. S. y Wagner, M. R.** 1997. Restoring ecosystem health in ponderosa pine forests of the southwest. Journal of Forestry, 95(4): 23-29.
- De la Fuente, A., Velázquez, A., Torres, J. M., Ramírez, H., Rodríguez, C. y Trinidad, A.** 1998. Predicción del crecimiento y rendimiento de *Pinus rudis* Endl. En pueblos mancomunados, Ixtlán, Oaxaca. Ciencia Forestal. 23(84): 3-8.
- Delgado, M. y Ramos, J. M.** 1984. Diversidad y distribución de la abundancia de las especies en un área de vegetación secundaria de 10 años de edad. Biótica, 9(2): 137-151.
- Eguiluz, T.** 1982. Clima y distribución del género *Pinus* en México. Ciencia Forestal, 7(38): 30-44.
- Elliott, K. J. y Knoepp, J. D.** En prensa. The effects of three regeneration harvest methods on plant diversity and soil characteristics in the southern Appalachians. Forest Ecology and Management.
- Espejel, M. M. A., Santacruz, N. y Sánchez M.** 1999. El uso de los encinos en la región de la Malinche, Estado de Tlaxcala, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México, 64: 35-39.
- Fekedulegn, D., Hicks, R. R. y Colbert, J. J.** 2003. Influence of topographic aspect, precipitation and drought on radial growth of four major tree species in an Appalachian watershed. Forest Ecology and Management, 177: 409-425.

- Figuroa-Rangel, B. L. y Olvera-Vargas, M.** 2000. Dinámica de la composición de especies de bosques de *Quercus crassipes* H. et B. en Cerro Grande, Sierra de Manantlán, México. *Agrociencia*, 34: 91-98.
- Flores, J. G. y Benavides, J. D.** 1995. Efectos de las quemas prescritas sobre algunas características del suelo en un rodal de pino. *Ciencia forestal*, 20(77): 113-128.
- Flores-Garnica, J. G. y Moreno-González, D. A.** 2005. Modelaje espacial de la influencia de combustibles forestales sobre la regeneración natural de un bosque perturbado. *Agrociencia*, 39: 339-349.
- Franco, M.** 1992. Niveles de impacto ecológico. *Biotam*, 4(3): 40-41.
- Fulé, P. Z., Cocke, A. E., Heinlein, T. A. y Covington, W. W.** 2004. Effects of an intense prescribed forest fire: is it ecological restoration. *Restoration Ecology*, 12(2): 220-230.
- Fulé, P. Z. y Covington, W.** 1996. Changing fire regimes in Mexican pine forests: ecological and management implications. *Journal of Forestry*, 94(10): 33-38.
- Fulé, P. Z. y Covington, W.** 1998. Spatial patterns of Mexican pine-oak forest under different recent fire regimes. *Plant Ecology*, 134: 197-209.
- Fulé, P. Z. y Covington, W. W.** 1999. Fire regime changes in La Michilía Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Conservation Biology*, 13(3): 640-652.
- Galindo-Jaimes, L., González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P. y García-Barrios, L.** 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* ssp. In the highlands of Chiapas, México. *Plant Ecology*, 162: 259-272.
- Ganz, D. J. y Burckle, J. H.** 2002. Forest utilization in the Sierra Juarez, Oaxaca, Mexico: history of exploitation and current management. *Journal of Sustainable Forestry*, 15(1): 29-49.
- García, E.†** 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5ª ed. Instituto de Geografía, UNAM. México. Serie Libros No. 6.
- Gilliam, F. S. y Platt, W. J.** 1999. Effects of long-term fire exclusion on tree species composition and stand structure in an old-growth *Pinus palustris* (Longleaf pine) forest. *Plant Ecology*; 140: 15-26.

- Gómez-Mendoza, L., Vega Peña, E., Ramírez, M. I., Palacio-Prieto, J. L. y Galicia, L.** En prensa. Projecting land use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Applied Geography*.
- González, F.** 2003. Las comunidades vegetales de México. INE-SEMARNAT. México.
- González, R.** 1993. La diversidad de los encinos mexicanos. In Gio, R. y López-Ochoterena, E. (Eds). *Diversidad biológica de México. Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. Vol. XLIV (especial). 125-142.
- González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P. F., Ramírez-Marcial, N. y Gaytán-Guzmán, P.** 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus-Quercus* forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Journal Vegetation Science*, 2: 351-360.
- González-Rosales, A. y Rodríguez-Trejo, D. A.** 2004. Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Distrito Federal, México. *Agrociencia*, 38: 537-544.
- Gracia, M., Retana, J. y Roig, P.** 2002. Mid-term successional patterns alter fire of mixed pine-oak forest in NE Spain. *Acta Oecologica*, 23: 405-411.
- Hubbard, R. M., Vose, J. M., Clinton, B. D., Elliott, K. J. y Knoepp, J. D.** 2004. Stand restoration burning in oak-pine forests in the southern Appalachians: effects on aboveground biomass and carbon and nitrogen cycling. *Forest Ecology and Management*, 190: 311-321.
- INEGI.** 1991. La explotación forestal en el estado de Oaxaca. México.
- Islas, F., Elizalde, N. y Hernández, E.** 1988. La silvicultura en los aprovechamientos maderables de la región central de México. *Ciencia Forestal*, 13(63): 3-13.
- Jardel, E. J.** 1985. Una revisión crítica del Método Mexicano de Ordenación de bosques desde el punto de vista de la ecología de poblaciones. *Ciencia Forestal*, 10(58): 3-16.
- Jiménez, J.** 1992. Producción forestal. *Biotam*, 4(3): 30-31.
- Kent, M. y Coker, P.** 1994. *Vegetation description and analysis: A practical approach*. John Wiley & Sons. England.
- Łaska, G.** 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology*, 157: 77-99.

- Long, J. N., Dean, T. J. y Roberts, S. D.** 2004. Linkages between silviculture and ecology: examination of several important conceptual models. *Forest Ecology and Management*, 200: 249-261.
- MacKenzie, M. D., DeLuca, T. H. y Sala, A.** 2004. Forest structure and organic horizon analysis along a fire chronosequence in the low elevation forests of western Montana. *Forest Ecology and Management*, 203: 331-343.
- Martínez, M.** 1979. *Catálogo de nombres vulgares y científicos de plantas mexicanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Mathews, S. A.** 2005. Suppressing fire and memory: environmental degradation and political restoration in the Sierra Juárez of Oaxaca, 1887-2001. *Environmental History*, 8(1). www.historycooperative.org/journals/eh/8.1/mathews.html
- Meadows, J. S. y Stanturf, J. A.** 1997. Silvicultural systems for southern bottomland hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 90: 127-140.
- Mendoza, M. A. y Del Ángel, A. L.** 1999. Perspectivas del manejo forestal en México. *Ciencia Forestal en México*, 24(86): 5-19.
- Morin, P. J.** 1999. *Community Ecology*. Blackwell Science. USA.
- Musálem, M. A. y Ramírez, A.** 2003. Monografía de *Pinus ayacahuite*. INIFAP. México. Libro técnico No. 6.
- Negreros, P. y Snook, L.** 1984. Análisis del efecto de la intensidad de corta sobre la regeneración natural de pinos en un bosque de pino-encino. *Ciencia Forestal*, 9(47): 48-61.
- Nixon, K. C.** 1993. The genus *Quercus* in México. In raramoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A. y Fa, J. (Eds). *Biological diversity of Mexico, origins and distribution*. Oxford University press, Oxford.
- Olano, J. M. y Palmer, M. W.** 2003. Stand dynamics of an Appalachian old-growth forest during a severe drought episode. *Forest Ecology and Management*, 174: 139-148.
- Palacio-Prieto, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta, A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo, R. y González, F.** 2000. La condición actual de los recursos forestales en

- México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. Investigaciones Geográficas, 43: 183-203.
- Park, A. D.** 2001. Environmental influences on post-harvest natural regeneration in Mexican pine-oak forests. *Forest Ecology and Management*, 144: 213-228.
- Pausas, J. G., Ouadah, N., Ferran, A., Gimeno, T. y Vallejo, R.** 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halapensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology*, 169: 205-213.
- Peña-Ramírez, V. M. y Bonfil, C.** 2003. Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus Liebmanii* Oerst. y *Quercus Magnoliifolia* Née) en la región de La Montaña (Guerrero), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 72: 5-20.
- Pickett, S. T. A., Kolasa, J., Armesto, J. J. y Collins, S. L.** 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos*, 54: 129-136.
- Pineda, M. R. y Sánchez-Velásquez, L. R.** 1992. Efecto de la corta selectiva sobre la estructura de un bosque de pino- encino. *Tiempos de Ciencia*, 27: 69-77.
- Quintana-Ascencio, P. F. y González-Espinosa, M.** 1993. Afinidad fitogeográfica y papel sucesional de la flora leñosa de los bosques de pino-encino de los altos de Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana*, 21: 43-57.
- Romeu, E.** 1995. Los pinos mexicanos, récord mundial de biodiversidad. *Biodiversitas*, 1(2): 11-15.
- Rosales, M. P.,** 1994. La estadística en la investigación biológica. *Biotam*, 6(1): 39-46.
- Rouvinen, S. y Kuuluvainen, T.** 2005. Tree diameter distributions in natural and manager old *Pinus sylvestris*-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 208: 45-61.
- Rzedowski, J., Vela, L. y Madrigal, X.** 1977. Algunas consideraciones acerca de la dinámica de los bosques de coníferas de México. *Ciencia Forestal*, 2(5): 15 35.
- Rzedowski, J.** 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa, México, D. F.
- Saldaña, A. y Jardel, E. J.** 1991. Regeneración natural del estrato arbóreo en bosques subtropicales de montaña en la Sierra de Manantlán, México: Estudios preliminares. *Biotam*, 3(3): 36-50.

- Sánchez-Velásquez, L. R. y Pineda-López, M. R.** 1993. Conservación y desarrollo rural en zonas de montaña: El manejo forestal como un elemento potencial en Veracruz. *Biotam*, 5(2): 35-44.
- Santiago, L. N.** 2003. Plano de antecedentes de aprovechamiento. Escala de trabajo 1-50,000. Programa de Manejo Forestal. Comunidad Ixtlán de Juárez, Oaxaca.
- Schluter, D. y Ricklefs, R. E.** 1993. Species diversity in ecological communities, historical and geographical perspectives. University of Chicago Press, Chicago.
- Shelton, M. G. y Cain, M. D.** 2000. Regenerating uneven-aged stands of loblolly and shortleaf pines: the current state of knowledge. *Forest Ecology and Management*, 129: 177-193.
- Sierra, A., Vázquez J. y Rodríguez, D. A.** 1991. La autoecología del *Pinus radiata* en la cuenca de México. *Ciencia Forestal*, 16(69): 107-123
- SmartWood Program.** 2001. Resumen público de la certificación de Ixtlán de Juárez. Consejo Forestal Mundial. Nueva York.
- Souza, W. P.** 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- Styles, B. T.** 1993. The genus *Pinus*: a Mexican purview. In raramoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A. y Fa, J. (Eds). *Biological diversity of Mexico, origins and distribution*. Oxford University press, Oxford.
- Tipper, R.** 2003. El apoyo a la participación de campesinos indígenas en el mercado internacional de servicios de carbono: el caso de Scolel Té. En: Pagiola, S., Bishop. J. y Landell-Mills. N. *La venta de Servicios ambientales forestales*. Semarnat-INE-Conafor. México.
- Uzoh, F. C. C.** 2001. A height increment equation for young ponderosa pine plantations using precipitation and soil factors. *Forest Ecology and Management*, 142: 193-203.
- Valdebenito, O. G.** Ecoturismo en el valle Las Trancas. [en línea] 2002. <[http://www.puc.cl/agronomia/d_investigacion/Proyectos/ProyectosTitulos/pdf/Oscar Valdebenito.pdf](http://www.puc.cl/agronomia/d_investigacion/Proyectos/ProyectosTitulos/pdf/Oscar_Valdebenito.pdf)> [Consulta: 29 de Agosto de 2005].
- Valencia, J.** 1992. Análisis de la regeneración después del tratamiento de “árboles padre” en Atenique, Jalisco. *Ciencia Forestal*, 17(71): 63-85.

- Vela, L.** 1976. *Pinus patula*, una importante especie mexicana de pino. *Ciencia Forestal*, 1(1): 12-20.
- Vetaas, O. R.** 2000. The effect of environmental factors on the regeneration of *Quercus semecarpifolia* Sm. In Central Himalaya, Nepal. *Plant Ecology*, 146: 137-144.
- Vickers, A. D. y Palmer, S. C. F.** 2000. The influence of canopy cover and other factors upon the regeneration of Scots pine and its associated ground flora within Glen Tanar National Nature Reserve. *Forestry*, 73(1): 37-49.
- Yeh, H. Y., Wensel, L. C. y Turnblom, E. C.** 2000. An objective approach for classifying precipitation patterns to study climatic effects on tree growth. *Forest Ecology and Management*, 139: 41-50.
- Yorks, T. E. y Adams, K. B.** 2003. Restoration cutting as a management tool for regenerating *Pinus banksiana* after ice storm damage. *Forest Ecology and Management*, 177: 85-94.
- Zerecero, G. y Pérez, V. M.** 1981. El Manejo del Bosque y la Industria forestal en el norte del país. *Ciencia Forestal*, 6(34): 30-44.
- <<http://www.parquesannicolas.com.mx>>**. 2005. Historia. Mexico. [web en linea]. [Consulta: 8 de Julio de 2005].

APÉNDICE

Cuadro 1. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de una vía) sobre el efecto de la precipitación en la densidad, DAP, área basal y altura arbórea. a) Total, y b) por género. P = 0.05

a

Variable	F	P
Densidad	18.708	0.000
DAP	2.138	0.153
Área basal	1.274	0.267
Altura	6.361	0.017

b

Variable	Pinus		Quercus		Otras spp.	
	F	P	F	P	F	P
Densidad	1.032	0.317	7.682	0.009	11.166	0.002
DAP	6.956	0.013	6.007	0.020	0.790	0.381
Área Basal	14.411	0.001	7.383	0.011	0.648	0.427
Altura	1.223	0.277	2.950	0.096	0.777	0.385

Cuadro 2. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de una vía) sobre el efecto de la edad de regeneración en la densidad, DAP, área basal y altura arbórea en condiciones contrastantes de precipitación. a) Total, y b) por género. P = 0.05

a

Variable	CSH		CSS	
	F	P	F	P
Densidad	17.449	0.000	18.192	0.000
DAP	26.936	0.000	44.061	0.000
Área basal	24.243	0.000	24.447	0.000
Altura	17.438	0.000	50.460	0.000

b

Variable	<i>Pinus</i>		<i>Quercus</i>		Otras spp.	
	F	P	F	P	F	P
CSH						
Densidad	9.221	0.001	10.866	0.000	5.492	0.009
DAP	6.567	0.004	5.066	0.012	1.141	0.363
Área basal	4.354	0.020	5.959	0.006	0.731	0.549
Altura	0.605	0.621	5.431	0.009	2.065	0.145
CSS						
Densidad	32.172	0.000	21.365	0.000	6.600	0.001
DAP	15.282	0.000	17.551	0.000	3.675	0.013
Área basal	10.300	0.000	11.213	0.000	2.625	0.050
Altura	16.471	0.000	5.925	0.001	3.154	0.025

Cuadro 3. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de dos vías) sobre el efecto del tipo de manejo y de la edad de tratamiento en la densidad, DAP, área basal y altura arbórea. a) Total, y b) por género. P = 0.05

a

Variable	Manejo		Edad		Manejo * edad	
	F	P	F	P	F	P
Densidad	33.623	0.000	53.091	0.000	10.097	0.006
DAP	65.220	0.000	3.673	0.073	65.767	0.000
Área basal	19.258	0.000	3.385	0.084	9.443	0.007
Altura	444.663	0.000	11.764	0.003	360.258	0.000

b

Variable	Manejo		Edad		Manejo * edad	
	F	P	F	P	F	P
<i>Pinus</i>						
Densidad	0.000	0.990	365.869	0.000	2.295	0.149
DAP	134.898	0.000	86.761	0.000	163.991	0.000
Área basal	33.437	0.000	28.975	0.000	33.117	0.000
Altura	158.574	0.000	71.602	0.000	162.893	0.000
<i>Quercus</i>						
Densidad	42.955	0.000	0.145	0.708	8.232	0.011
DAP	141.081	0.000	1.228	0.284	25.756	0.000
Área basal	8.596	0.010	0.066	0.801	0.002	0.967
Altura	364.692	0.000	6.371	0.023	135.449	0.000
Otras spp.						
Densidad	1.913	0.186	0.045	0.836	0.598	0.450
DAP	6.962	0.018	0.353	0.561	0.017	0.899
Área basal	3.371	0.085	1.162	0.297	0.984	0.336
Altura	6.190	0.024	0.702	0.414	0.002	0.966

Cuadro 4. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de una vía) sobre el efecto de la precipitación en la densidad y altura de plántulas. a) Total, y b) por género. P = 0.05

a

Variable	F	P
Densidad	36.645	0.000
DAP	2.994	0.096

b

Variable	<i>Pinus</i>		<i>Quercus</i>	
	F	P	F	P
Densidad	62.295	0.000	3.470	0.075
Altura	2.044	0.166	2.102	0.160

Cuadro 5. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de una vía) sobre el efecto de la edad de regeneración en la densidad y altura de plántulas. a) Total, y b) por género. P = 0.05

a

Variable	CSH		CSS	
	F	P	F	P
Densidad	6.389	0.013	17.448	0.000
Altura	0.222	0.804	7.821	0.007

b

Variable	<i>Pinus</i>		<i>Quercus</i>	
	F	P	F	P
CSH				
Densidad	6.582	0.012	2.712	0.107
Altura	43.526	0.000	0.066	0.936
CSS				
Densidad	67.075	0.000	2.721	0.106
Altura	5.188	0.024	0.781	0.480



Cuadro 6. Resultados del análisis de varianza de medias (ANOVA de dos vías) sobre el efecto del tipo de manejo y de la edad de tratamiento sobre la densidad y altura de plántulas. a) Total, y b) por género. P = 0.05

a

Variable	Manejo		Edad		Manejo * edad	
	F	P	F	P	F	P
Densidad	0.129	0.724	0.796	0.385	0.603	0.449
Altura	0.217	0.648	9.214	0.008	0.860	0.368

b

Variable	Manejo		Edad		Manejo * edad	
	F	P	F	P	F	P
<i>Pinus</i>						
Densidad	0.226	0.641	0.750	0.399	1.342	0.264
Altura	4.824	0.043	42.908	0.000	0.047	0.830
<i>Quercus</i>						
Densidad	0.015	0.905	0.008	0.928	0.182	0.675
Altura	0.088	0.770	0.271	0.610	0.136	0.717