

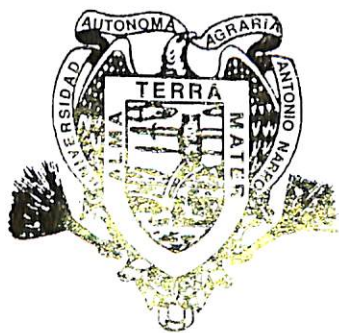
ASPECTOS ESTRUCTURALES, CARACTERIZACION ECOLOGICA
Y DIVERSIDAD DE LOS BOSQUES DE ENCINO DE LA
SIERRA DE ZAPALINAME, COAHUILA, MEXICO

JUAN ANTONIO ENCINA DOMINGUEZ

TESIS

*Presentada como Requisito Parcial para
Obtener el Grado de:*

MAESTRO EN CIENCIAS
EN CIENCIAS FORESTALES



UNIVERSIDAD AUTONOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
PROGRAMA DE GRADUADOS

*Buenavista, Saltillo, Coahuila, México
Junio de 2003*



13764

BIBLIOTECA
EGIDIO G. REBONA
BANCO DE TESIS
U.A.A.A.N.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO

ASPECTOS ESTRUCTURALES, CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA
Y DIVERSIDAD DE LOS BOSQUES DE ENCINO DE LA
SIERRA DE ZAPALINAMÉ, COAHUILA, MÉXICO

TESIS POR:

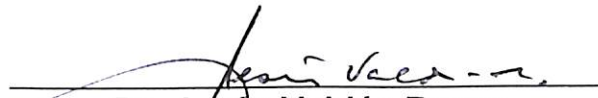
JUAN ANTONIO ENCINA DOMÍNGUEZ

Elaborada bajo la supervisión del Comité Particular de Asesoría y
aprobada como requisito parcial para optar al grado de:

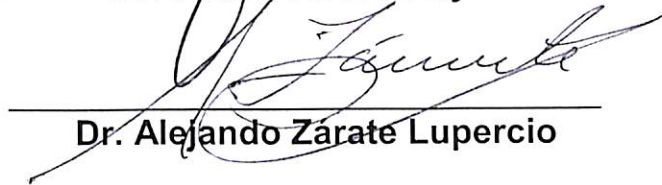
MAESTRO EN CIENCIAS
EN CIENCIAS FORESTALES

COMITÉ PARTICULAR

Asesor principal:


Dr. Jesús Valdés Reyna

Asesor:

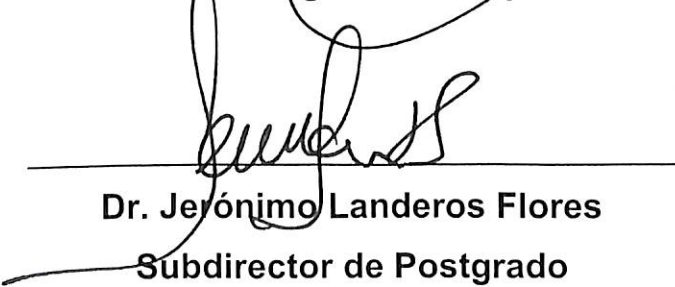

Dr. Alejandro Zárate Lupercio

Asesor:


Dr. José A. Villarreal Quintanilla

Asesor:


Dr. Jorge S. Marroquín de la Fuente


Dr. Jerónimo Landeros Flores
Subdirector de Postgrado



Buenavista, Saltillo, Coahuila. Junio de 2003.

BIBLIOTECA
EGIDIO G. FLORES
BANCO DE DATOS
U.A.A.N.

13764

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Jesús Valdés Reyna por la dirección de esta tesis, su confianza brindada y apoyo continuo en la realización de la misma.

Al Dr. Alejandro Zárate Lupercio por la gran ayuda brindada y sus valiosos consejos durante la asesoría de la presente investigación.

Al Dr. José A. Villareal Quintanilla por su ayuda invaluable en la identificación de muestras botánicas, así como por sus valiosas observaciones durante el desarrollo de la tesis.

Al Dr. Jorge S. Marroquín de la Fuente por la revisión detallada del documento de tesis y sus acertadas sugerencias para mejorar su presentación.

Al Dr. Andrés Eduardo Estrada Castillón por la gran ayuda y disposición para realizar los análisis estadísticos de la presente investigación.

A la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro” por todas las facilidades otorgadas durante la realización de los estudios de maestría en ciencias.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por su respaldo para realizar los estudios de postgrado.

A la Biol. Eglantina Canales Gutiérrez, Directora del Área Sujeta a Conservación Ecológica Sierra de Zapalinamé por el interés mostrado y su ayuda para realizar la presente investigación.

A la Corporación Mexicana de Investigación en Materiales (COMIMSA) por el apoyo desinteresado y motivación para culminar esta investigación.

Agradezco las observaciones y sugerencias del Dr. Eladio H. Cornejo Oviedo.

Al Ing. Sergio Marines Gómez, Coordinador del área protegida, agradezco el apoyo logístico para realizar el trabajo de campo, la elaboración del mapa del área de estudio y su ayuda para obtener bibliografía sobre el tema.

A los voluntarios del área protegida quienes fueron alumnos de la Escuela Técnica Forestal No. 3 y a los guardaparques de la sierra de Zapalinamé agradezco su valiosa ayuda en la colecta de datos de campo.

Agradezco al Ing. Celestino Flores López, así como al Ing. Jesús de León Rosales y al Biol. Héctor Nieto López su significativa ayuda en la búsqueda y obtención de literatura pertinente.

Al Ing. Genaro Rodríguez Tinoco por la elaboración de la gráfica de clasificación de la vegetación.

Al Ing. Simey D. Cruz Jarquín por su disposición y ayuda para realizar algunos análisis estadísticos.

A la Ing. Karla Alvarez por su ayuda en la edición e impresión del documento final.

Al Lic. Agustín Reyes gracias por su colaboración para la traducción a la lengua náhuatl de una parte de la dedicatoria.

A todas las personas que de alguna forma participaron en la elaboración de esta investigación. Gracias

DEDICATORIA

A Dios, por permitirme culminar satisfactoriamente esta etapa de mi vida.

A la memoria de mi Padre, como un agradecimiento por sus enseñanzas, sabios consejos y por su apoyo invaluable para mi formación académica.

A mi Madre, con infinito cariño, gracias por su apoyo, comprensión y la motivación para terminar esta etapa de mi formación profesional.

A mi familia gracias por ser mi inspiración y apoyo, que me estimula a seguir siempre adelante.

A mis amigos y compañeros de trabajo gracias por su amistad y por ser una parte importante en mi vida diaria.

A mi Alma Mater, por darme todo sin pedirme nada a cambio.

A mis maestros y asesores, con admiración y respeto.

Dedico este estudio a todas las personas involucradas en la conservación de la diversidad biológica de México. Espero contribuir a la protección de los encinos y encinares

traducción al náhuatl:

Ika ni tlamachtli kintepanita nochi tlakamej tlen kitlasojtla tlaxoxouili ipan Mexko. Ninejneuilia uelis nitlayolchikauas maixnestokan tlen onkaj ajuajtli uan ajuatla

(traducido por Lic. Agustín Reyes)

COMPENDIO

Aspectos estructurales, caracterización ecológica y diversidad de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México

POR:

Juan Antonio Encina Domínguez

MAESTRÍA EN CIENCIAS

EN CIENCIAS FORESTALES

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA “ANTONIO NARRO”
Buenavista, Saltillo, Coahuila, Junio de 2003**

Dr. Jesús Valdés Reyna - Asesor -

Palabras clave: Sierra de Zapalinamé, bosque de encino, *Quercus*, estructura del bosque, diversidad - riqueza de especies, disturbio antropogénico.

La sierra de Zapalinamé se localiza en el sureste de Coahuila, en la transición entre el Desierto Chihuahuense y la Sierra Madre Oriental; es una zona sujeta a conservación ecológica, decretada por el gobierno estatal; el matorral xerófilo es la vegetación dominante, sin embargo, en cañones donde el clima es templado subhúmedo y templado semiseco se desarrollan bosques de encino. Con la finalidad de conocer su estructura, composición florística y diversidad de especies, además de aspectos sobre su ecología, se establecieron 66 sitios circulares de 500 m² donde se evaluaron los atributos de densidad, área basal y cobertura de arbolado adulto y arbustivo, además de registrar la identidad específica y frecuencia de herbáceas.

Los individuos juveniles se midieron en sitios concéntricos de 50 m² y la regeneración en cinco sitios de 1 m². Con los atributos de la vegetación se calculó el valor de importancia de leñosas; se utilizó el índice de similitud de Motyka entre sitios para obtener la clasificación del bosque de encino, mientras que la ordenación se obtuvo a través de la aplicación de técnicas multivariadas utilizando el programa CANOCO. La asociación entre especies arbóreas se realizó con pruebas de χ^2 . Se utilizó la densidad de leñosas y la frecuencia de todos los gremios de plantas para calcular el índice de diversidad de Shannon - Weiner, mientras que la relación entre la diversidad - riqueza de leñosas y las variables ambientales se analizó mediante regresión lineal. El análisis de conglomerados separó dos grupos de sitios respecto a la densidad de leñosas, los cuales quedaron definidos con una $r^2 = 72.83$. Se reconocen dos asociaciones del encinar: bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* y el de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, los cuales se desarrollan en un intervalo altitudinal de 2,000 a 2,600 m. La precipitación y la temperatura medias son de 324 mm y 16°C respectivamente. La flora vascular es de 259 taxa en 177 géneros y 67 familias. Los encinos estructuralmente importantes son *Quercus greggii* (1480 ind ha⁻¹), *Q. saltillensis* (876), *Q. laeta* (741) y *Q. mexicana* (284). La densidad promedio del arbolado adulto es de 244 ind ha⁻¹ y es mayor que el valor promedio por especies para renuevos (18 ind ha⁻¹) y juveniles (10 ind ha⁻¹), los encinos con una alta área basal son *Quercus greggii* con 9.0 m² ha⁻¹ y *Q. saltillensis* 6.62 m² ha⁻¹; de las 37 parejas de especies analizadas, 62% se asocian significativamente. La mayor asociación se presenta entre *Quercus greggii* y *Q. mexicana* ($\chi^2 = 0.79$, $p < 0.001$). Los arbustos con mayor cobertura son: *Garrya glaberrima*, *Ageratina ligustrina* y *A. saltillensis*; el estrato herbáceo representa 64% de la flora, sus elementos más comunes son, *Artemisia ludoviciana*, *Pleopeltis*

guttata, *Cheilanthes tomentosa* y *Achillea millefolium*. Los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* presentan el más alto índice de diversidad, así como la mayor riqueza de herbáceas y arbustos, debido a las condiciones ambientales particulares, a la mayor incidencia de disturbios antropogénicos y a la infiltración de especies del matorral de rosáceas. Se analiza el patrón de diversidad de las especies y su relación con algunos gradientes ambientales, donde se indica que su diversidad y riqueza decrecen con el aumento de la altitud y la precipitación, sin embargo, aumentan con el incremento de la temperatura. En los encinares existe una marcada variación en cuanto a la riqueza de especies, siendo las herbáceas las más abundantes, seguidas por los arbustos y al final los árboles. Los incendios y el apacentamiento, son los principales disturbios antropogénicos que han contribuido a disminuir la densidad de la regeneración. El bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* es el más perturbado. Se considera que el patrón en la diversidad es el resultado de una combinación de procesos ecológicos, configuración espacial e historial de manejo del área protegida. Para la implementación de estrategias de conservación biológica se deberá considerar el control de los disturbios antropogénicos.

ABSTRACT

**Structure, ecological characterization and diversity of the oak forest of the
sierra de Zapaliname, Coahuila, México**

By

Juan Antonio Encina Domínguez

MASTER IN FOREST SCIENCES

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA “ANTONIO NARRO”
Buena Vista, Saltillo, Coahuila, Junio de 2003**

Jesús Valdés Reyna, Ph. D. - Advisor -

Key words: Sierra de Zapalinamé, oak forest, *Quercus*, structure of the forest, diversity - richness of species, anthropogenic disturbance

The sierra de Zapaliname lies at the southeastern portion of the state of Coahuila, in a transitional area between the Chihuahuan Desert and the Sierra Madre Oriental. It has the status of a protected natural area by the state government. The Chihuahuan Desert Scrub is the most common vegetation type, however, oak forest grows in temperate and mesic canyons. Sixty six circular plots of 500 m² were established to determine the structure, floristic composition and species diversity of the forest and other ecological aspects. Density, basal area and cover were measured for the adults tree and shrubs as well as frequency for herbs. The saplings were measured in a concentric areas of 50 m² and the seedlings in five areas of 1 m². Vegetation attributes were used to calculate the importance value for trees and

shrubs. The Motyka similarity index was used to compare sites and classify the oak forests. Multivariate analysis using CANOCO was used to get an ordination of the oak forest. The tree species association was evaluated by χ^2 tests. Density of woody plants and frequency of all species were used to evaluate diversity by means of the Shannon - Weiner index. The relationship between the diversity-richness and some environmental factors were analyzed through linear regression. Two groups of sites considering woody plants density and defined by $r^2 = 72.38$ were shown by cluster analysis. Two oak forest associations were recognized: the *Quercus greggii* - *Q. mexicana* and the *Q. saltillensis* - *Q. laeta*, both growing between 2,000 and 2600 m of elevation. The annual average rain is 324 mm and the average temperature is 16°C. The vascular flora is represented by 259 taxa within 177 genera in 67 plant families. The most important oak in the forest structure were *Quercus greggii* (1,480 ind ha⁻¹), *Q. saltillensis* (876), *Q. laeta* (741) and *Q. mexicana* (284). The mature trees density average is 244 ind ha⁻¹ as opposed to the seedlings (18 ind ha⁻¹) and saplings (10 ind ha⁻¹). The oaks with the highest basal area *Quercus greggii* with 9.0 m² ha⁻¹ and *Q. saltillensis* 6.62 m² ha⁻¹. Thirty seven pairs of species were analyzed and 62% of them have significant association. The association with the highest value is between *Quercus greggii* - *Q. mexicana* ($\chi^2 = 0.79$, $p < 0.001$). The shrubs with the highest value of covering were: *Garrya glaberrima*, *Ageratina ligustrina* and *A. saltillensis*. The herbs take in 64% of the flora being the most common elements: *Artemisia ludoviciana*, *Pleopeltis guttata*, *Cheilanthes tomentosa* and *Achillea millefolium*. The *Q. saltillensis* - *Q. laeta* forest were the most diverse, its shrubs and herbs richness is due to their particular environmental conditions, incidence of human disturbance and the presence of species from the neighbor dense growth of Rosaceae. The relation between environmental conditions and

pattern diversity was analyzed, finding that the diversity of species decreased with altitude and precipitation, however it increased with temperature. The oak forest showed an important diversity variation, the forbs were abundant then the shrubs and last the trees. Fires and grazing are considered the main human disturbances that damage seedlings. The *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* forest is the most affected. The diversity pattern is a result of a combination of ecological processes, special configurations and historical management for the area. A conservation strategy must consider the control of the human disturbance.

ÍNDICE DE CONTENIDO

CAPÍTULO	PÁGINA
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
ARTÍCULO I. COMPOSICIÓN DE ESPECIES Y ASPECTOS ESTRUCTURALES DE LOS BOSQUES DE ENCINO DE LA SIERRA DE ZAPALINAMÉ, COAHUILA, MÉXICO	10
ARTÍCULO II. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA Y DIVERSIDAD DE LOS BOSQUES DE ENCINO DE LA SIERRA DE ZAPALINAMÉ, COAHUILA, MÉXICO	63
DISCUSIÓN GENERAL	128
CONCLUSIONES GENERALES	139
RECOMENDACIONES GENERALES	141
LITERATURA CITADA	147
APÉNDICE	160

INTRODUCCIÓN GENERAL

Se estima que la biodiversidad de México representa cerca del 12 por ciento de la biota mundial; así, se reconoce que México es uno de los países con mayor diversidad biológica en el mundo (Toledo, 1988; Toledo y Ordóñez, 1993) y como tal un país megadiverso (CONABIO, 1998; Challenger, 1998). Dicha riqueza destaca por la presencia de la flora fanerogámica, la cual se estima en 22,000 especies. Los bosques de coníferas y de encino contribuyen con 24 por ciento de la flora y ocupan 21 por ciento de la superficie del país (Rzedowski, 1991).

Quercus es un género de plantas leñosas más importantes del hemisferio norte (Nixon, 1993); ofrece una extensa amplitud ecológica, forma parte importante de los bosques templados, subtropicales y de algunas variantes del matorral xerófilo (Rzedowski, 1978; Nixon, 1993). En México se distribuye por los macizos montañosos, cuyas especies se encuentran principalmente concentradas en las cordilleras del centro y sur, así como en la Sierra Madre Oriental. México es considerado un centro de diversidad para el género (Nixon, 1993), es el principal componente fisonómico de los bosques de encino (McVaugh, 1974; González, *et al.*, 1993), pino-encino (Muller-Using, 1994; González *et al.*, 1995a) y mesófilo de montaña (Puig y Sosa, 1987; Santiago y Jardel, 1993). La mayor diversidad de especies se distribuye en altitudes de 1,200 y 2,800 m (Rzedowski, 1978). Los encinares presentan en su composición florística una mezcla de elementos

neotropicales y holárticos, además de una participación un poco menos significativa de géneros autóctonos (Rzedowski, 1978).

Dansereau (1956) define la estructura de una comunidad como la organización en el espacio de los individuos que la forman, donde sus elementos primarios son la forma de crecimiento, la estratificación y la cobertura. Según Kershaw, (1964) la estructura de la vegetación es definida por tres componentes: disposición vertical de las especies (estratificación de la vegetación), el arreglo horizontal (la distribución espacial de los individuos) y finalmente la abundancia de cada especie, este último puede ser expresado por el número de individuos (densidad) y la producción de material vegetal o biomasa. La medición y cuantificación de las variables fitosociológicas elementales son fundamentales para el análisis ecológico de la vegetación (Estrada, 1998), lo cual se obtiene mediante el inventario de los individuos y de las especies presentes en los sitios de muestreo (Kershaw, 1964; Matteucci y Colma, 1982; Estrada, 1998). Los principales atributos de la vegetación son cobertura, densidad, frecuencia así como producción de biomasa (Kershaw, 1964; Daubenmire, 1968; Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974; Brower, *et al.*, 1980; Matteucci y Colma, 1982).

La definición de diversidad biológica según la Office of Technology Assessment, (1987) es “la variedad y variabilidad entre seres vivos y el complejo ecológico en el cual se presentan” y describe la diversidad en tres niveles fundamentales: de ecosistemas, especies y genética. La diversidad de especies es un concepto ambiguo que se refiere al número de taxa de una comunidad y a la distribución de los individuos entre las especies (Ross, 1972; Bonham, 1980).

Según Margules y Usher, (1981) la diversidad de especies puede ser interpretada de muy diferentes formas; puede referirse al número de especies diferentes dentro de una comunidad o "riqueza de especies", o puede significar una función del número de especies y su abundancia relativa, esta última medida por el número de individuos de cada especie o por alguna medición de la importancia. Whittaker (1972, 1977) considera que la diversidad alfa es el número de especies dentro de una comunidad; por su parte la diversidad beta refleja el cambio en la composición de especies a través de gradientes ambientales o entre comunidades. Finalmente la diversidad gama es la diversidad total de especies dentro de una región o paisaje. La diversidad, pues, es una característica biológica medible de las comunidades vegetales (Cox, 1972) que releja la influencia combinada de procesos tales como inmigración, especiación, competencia de depredación y extinción (Peet, 1992) y según MacArthur (1965) está relacionada con el grado de estabilidad de una comunidad.

Un gran número de índices de diversidad han sido propuestos (Peet, 1974; De Jong, 1975), por los ecólogos interesados en la estructura de la comunidad (Cox, 1972) y ha existido mucho debate referente a su utilización y significado (Lewis *et al.*, 1988). El más utilizado para cuantificar la diversidad en comunidades vegetales es el índice de Shannon-Weiner (Bazzaz, 1975; Magurran, 1988; McMinn, 1992; Santiago y Jardel, 1993; Casas *et al.*, 1995; Estrada, 1998; Schumann, *et al.*, 2003), el cual considera los dos componentes de la diversidad: número de especies (riqueza de especies) y equitatividad o uniformidad de la distribución del número de individuos de cada especie (abundancia relativa) dentro de una comunidad y por tanto con mayor confiabilidad que un listado simple de los taxa (Peet, 1974).

De acuerdo con esto, un mayor número de especies y una mayor uniformidad incrementan la diversidad de un área. La mayoría de las aplicaciones de las medidas de diversidad se sitúan en la conservación de ecosistemas y en el monitoreo de ambientes perturbados por actividades antropogénicas (Magurran, 1988). Por su parte Margules y Usher (1981) consideran que dentro de la conservación biológica, la diversidad de especies es mas convenientemente evaluada a través de medición de la riqueza de especies.

El disturbio es un componente importante en la dinámica de muchos ecosistemas (Attiwill, 1994) y la variación en el régimen de disturbios debido a la influencia humana (Savage, 1993) puede afectar la composición y diversidad de especies, así como la estructura y funcionamiento de ecosistemas, comunidades o poblaciones (White y Pickett, 1985; Hobbs y Huenneke, 1992) además de alterar las condiciones ambientales y la disponibilidad de recursos (White y Pickett, 1985). La prolongada alternación de las comunidades debido a disturbios, puede conducir a la pérdida de diversidad de especies y ocasionar susceptibilidad a la invasión de otras (Hobbs y Huenneke, 1992). La composición y estructura de los bosques puede ser el resultado de la interacción entre los patrones de uso del suelo y los atributos de las especies presentes (Vetaas, 1997), de esta forma la respuesta de una comunidad al disturbio se puede predecir en base a la respuesta del ciclo de vida de las especies disponibles para la regeneración o la invasión (Noble y Slatyer, 1980).

En México, es poco lo que se conoce con respecto a la estructura, dinámica y regeneración de los bosques de clima templado y semiseco (Casas *et al.*, 1995). Existen estudios generales sobre estructura y dinámica de bosques naturales, se

pueden mencionar los realizados en la sierra de Manantlán, Jalisco (Saldaña y Jardel, 1991; Santiago y Jardel, 1993; Figueroa y Olvera, 2000); por otra parte en los bosques templados de los Altos de Chiapas, se ha estudiado el efecto de la presión antropogénica (extracción selectiva de árboles para leña y madera, deforestación con fines agropecuarios y apacentamiento) la cual ha ocasionado que los encinares sean reemplazados por bosques de pino (González *et al.*, 1991; González *et al.*, 1995a; González y Ramírez, 1999), que ha ocasionado una disminución en la riqueza florística (González *et al.*, 1995b; Ramírez *et al.*, 2001). Estos bosques se vuelven más xéricos, sufren modificaciones del sustrato y cambios en su estructura y composición de especies (González *et al.*, 1995b; Galindo *et al.*, 2002). Para los bosques de encino del centro del estado de Nuevo León, Muller-Using (1994), considera que la regeneración es regulada y afectada de manera importante por el fuego y el apacentamiento; adicionalmente existe una escasez de plántulas procedentes de semillas, por lo que la regeneración se da a partir de rebrotes. El futuro a largo plazo de tales encinares no es preocupante, mientras el ecosistema no se debilite o destruya mediante un prolongado sobreapacentamiento o sobreexplotación. Con base a lo anterior existe escasa investigación específica sobre sucesión para los encinares de México (Muller-Using, 1994).

El bosque de pino es una etapa sucesional temprana del bosque de encino, éste último reemplaza a los pinos por ser más tolerante a la sombra y, por lo tanto, el establecimiento de las condiciones necesarias para la regeneración del pino dependen, más que de ningún otro factor, del tamaño del dosel del estrato arbóreo (Spurr y Barnes, 1982; Jardel, 1989). Por su parte Rzedowski *et al.* (1977) proponen tres hipótesis para explicar la dinámica sucesional de los bosques de pino-encino en

México: 1) El bosque de *Pinus* y el de *Quercus* constituyen dos climax, 2) La comunidad climax es el bosque de *Pinus-Quercus* y 3) El bosque de *Pinus* es una fase sucesional del climax de *Quercus*. Con base en registros florísticos, análisis sinecológico y caracterización sucesional de rodales, González *et al.* (1995) mencionan que en los bosques de encino de Los Altos de Chiapas, está ocurriendo una expansión de pinos (pinarización), debido a que los desmontes del bosque para la agricultura, la ganadería y la expansión de comunidades sucesionales asociadas han favorecido el reclutamiento, sobrevivencia y crecimiento del género *Pinus* pero no especies de *Quercus*, lo cual ha ocasionado cambios en la composición, estructura y diversidad de tales bosques. Por su parte, Casas *et al.* (1995), consideran que los bosques de pino-encino en climas templado-semisecos en Durango, México, están siendo reemplazados por *Arctostaphylos pungens*, mientras que el bosque de encino de *Quercus eduardii*, está siendo reemplazado por *Dodonaea viscosa*.

La sierra de Zapalinamé es una zona sujeta a conservación ecológica, decretada como Área Natural Protegida por el gobierno del estado de Coahuila (Anónimo, 1996). El área protegida, además de la zona de amortiguamiento, ocupa una superficie de 44,739 ha de las cuales el bosque de encino representa 0.45 por ciento (200 ha) del área (Anónimo, 1998). Los encinares han sido aprovechados durante varias décadas por la población local, principalmente para obtener leña y madera para usos doméstico e industrial, extracción de tierra, aprovechamiento de acuíferos, además de actividades pecuarias y de recreación. La actividad antropogénica realizada en el área ha ocasionado frecuentes incendios y sobreapacentamiento, lo cual ha dado origen a un mosaico complejo de tipos de

vegetación en diferentes estados serales y de composición florística (Anónimo, 1998; Portes, 2001). El aprovechamiento de los recursos naturales en tiempos históricos, deja ver que la respuesta de cualesquier nivel de organización biológica es extremadamente sensible a las intervención humana (Romero y García, 1999). Ante esto, se ha observado que los niveles intermedios de disturbio debido a la ocurrencia de incendios y apacentamiento, pueden resultar en una elevada diversidad de especies, sin embargo, tales factores incrementan la probabilidad de invasión de especies (Hobbs y Huenneke, 1992).

Si se considera el historial de manejo de la sierra de Zapalinamé, los bosques de encino presentan diferentes modificaciones tanto en superficie como en distribución, además de que se encuentran con diversos grados de perturbación (Anónimo, 1998). Por lo anterior, las condiciones climáticas desfavorables y la presencia de agentes patógenos, han ocasionado el debilitamiento de las comunidades boscosas, lo cual ha repercutido en baja capacidad regenerativa de los bosques de encino, lo que resulta evidente en los encinares del norte de México (Fisher y López, 1995). Empero es válido considerar que la incorporación de plántulas está relacionada con la producción de bellotas, las que pueden ser depredadas por aves, roedores, venados e insectos (Sork *et al.*, 1993; Zavala y García, 1996). La mayoría de los encinos tienen producción irregular de bellotas, ocasionando problemas para mantener la regeneración por plántulas, por lo que la repoblación puede ser por rebrotes, en función de la capacidad de la especie para producirlos (Zavala y García, 1997); es difícil precisar cuáles son las condiciones ambientales y los factores físicos o bióticos que favorecen el establecimiento de los encinos, así como los que limitan su regeneración (Crow, 1992).

Portes (1996) considera que aún cuando los bosques de encino no tienen un alto potencial de desaparición debido a los aprovechamientos forestales, sí existen riesgos de pérdida debido a incendios, apacentamiento, aprovechamientos clandestinos y pérdida del suelo. El patrón de cambio y la tendencia a la desaparición de los bosques originales, por el uso del suelo, además de eventos extraordinarios, puede apreciarse debido al incremento en las poblaciones de especies arbustivas que marcan una tendencia de dominancia por matorrales de rosáceas y de encino (Marroquín, 1976; Arce y Marroquín, 1985; Portes, 1996). Según Casas *et al.* (1995) el incremento de arbustivas en bosques templado-secos de Durango, está ligado a un avanzado estado de deterioro ecológico provocado por tala, sobreapacentamiento e incendios. Pickett *et al.* (1987) consideran que el patrón temporal de cambio de las comunidades vegetales puede apreciarse mediante el incremento o decremento de especies particulares. La dinámica de los bosques ocurre principalmente por cambios en la estructura del rodal, en especial de la densidad de las especies arbóreas (Figueroa y Olvera, 2000).

Por lo anterior, es importante el conocimiento de aspectos estructurales y de diversidad de la cubierta vegetal, con la finalidad de desarrollar estrategias eficientes para el manejo adecuado de estos bosques y, de esta manera, proteger, restaurar y conservar los recursos naturales. Con base en la información a generarse en este trabajo se conocerá la diversidad y los aspectos estructurales de los encinares, lo cual será útil para estudiar su dinámica sucesional y, así, reforzar los programas de conservación y manejo de dicha Área Natural Protegida.

OBJETIVOS

1. Caracterizar la estructura y composición florística de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé y determinar la importancia del disturbio antropogénico.
2. Determinar y analizar la diversidad florística así como la distribución y algunos aspectos ecológicos de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé.

Cada uno de los objetivos se presenta como un trabajo independiente; el primero se denomina “Composición de especies y aspectos estructurales de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México”. El segundo se denomina “Caracterización ecológica y diversidad de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México”. Al final se presenta la discusión general, así como las conclusiones y recomendaciones.

COMPOSICIÓN DE ESPECIES Y ASPECTOS ESTRUCTURALES DE LOS BOSQUES DE ENCINO DE LA SIERRA DE ZAPALINAMÉ, COAHUILA, MÉXICO¹

RESUMEN

La sierra de Zapalinamé es un zona sujeta a conservación ecológica, la cual es protegida por el gobierno de Coahuila, el matorral xerófilo es la vegetación dominante, sin embargo, en cañones húmedos se desarrollan bosques medianos de encino. Con la finalidad de conocer su estructura y composición florística se establecieron 66 parcelas de 500m² donde se evaluaron los atributos de densidad, área basal de arbolado adulto y densidad y cobertura de arbustos, además de registrar la identidad específica de las herbáceas. Los individuos juveniles se midieron en sitios concéntricos de 50m² y la regeneración en cinco sitios de 1m². Con los atributos de la vegetación se calculó el valor de importancia de leñosas; se utilizó el índice de similitud de Motyka entre sitios para obtener la clasificación del bosque de encino, en tanto que la asociación entre especies arbóreas se realizó con pruebas de X^2 . El análisis de conglomerados separó dos grupos de sitios respecto a la densidad de leñosas, los cuales quedaron definidos con una $r^2 = 72.83$. La flora vascular es de 259 taxa en 177 géneros y 67 familias. Las asociaciones definidas del encinar son el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* y de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*; los encinos estructuralmente

¹ Presentación de acuerdo al formato de la revista Acta Botánica Mexicana.

importantes son *Quercus greggii* (1,480 ind ha⁻¹), *Q. saltillensis* (876), *Q. laeta* (741) y *Q. mexicana* (284). La densidad promedio del arbolado adulto es de 244 ind ha⁻¹ y es mayor que el valor promedio de especies para renuevos (18 ind ha⁻¹) y juveniles (10 ind ha⁻¹), los encinos con una alta área basal son *Quercus greggii* con 9.0 m²ha⁻¹ y *Q. saltillensis* 6.62 m²ha⁻¹; de las 37 parejas de especies analizadas, 62% se asocian significativamente. La mayor asociación se presenta entre *Quercus greggii* y *Q. mexicana* ($X^2 = 0.79$, $p < 0.001$). Los arbustos con mayor cobertura son: *Garrya glaberrima*, *Ageratina ligustrina* y *A. saltillensis*; el estrato herbáceo representa 64% de la flora, sus elementos más comunes son, *Artemisia ludoviciana*, *Pleopeltis guttata*, *Cheilanthes tomentosa* y *Achillea millefolium*. El número de especies decrece con el aumento de la altitud. Los incendios y el apacentamiento, son los principales disturbios antropogénicos que han contribuido a disminuir la densidad de la regeneración. El bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* es el más perturbado.

Palabras clave: Sierra de Zapalinamé, bosque de encino, *Quercus*, estructura del bosque, impacto antropogénico.

ABSTRACT

The sierra de Zapaliname is a status of a protected natural area by the government of Coahuila. The xeric scrubland is the most common type of vegetation, however, oak forest grows in mesic canyons. Sixty six plots of 500 m² were established to determine the structure and floristic composition of the forest. Density and basal area were measured for the adults tree and density and covering for shrubs. Saplings were considered in concentric areas of 50 m² and seedlings in five

areas of 1m². All the plants were collected and identified. Vegetation attributes were used to obtain the importance value for trees and shrubs. The Motyka similarity index was used to compare sites and classify the oak forests, while the tree species association was evaluated by χ^2 tests. The cluster analysis showed two groups of sites considering density and defined by $r^2 = 72.38$. The vascular flora takes in 259 taxa with 177 genera in 67 plant families. The forest associations were defined by *Quercus greggii* - *Q. mexicana* and *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*; the most important species in the forest structure were *Quercus greggii* (1,480 ind ha⁻¹), *Q. saltillensis* (876), *Q. laeta* (741) and *Q. mexicana* (284). The mature tree density (244 ind ha⁻¹) differs opposed to the seedlings (18 ind ha⁻¹) and saplings (10 ind ha⁻¹). The oaks with the highest basal area were *Quercus greggii* with 9.0 m²ha⁻¹ and *Q. saltillensis* 6.62 m²ha⁻¹. Thirty seven pairs of species were analyzed and 62% have significant association. The association with the highest value is between *Quercus greggii* - *Q. mexicana* ($\chi^2 = 0.79$, $p < 0.001$). The shrubs with the highest value of covering were: *Garrya glaberrima*, *Ageratina ligustrina* and *A. saltillensis*. The herbs were 64% of the flora and the most common elements were: *Artemisia ludoviciana*, *Pleopeltis guttata*, *Cheilanthes tomentosa* and *Achillea millefolium*. The species number diminishes when the altitude increases. Fires and grazing are considered the main human disturbances that damage seedlings. The *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* forest is the most affected one.

Key words: Sierra de Zapaliname, oak forest, *Quercus*, forest structure, human disturbance.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de encino son comunidades propias de las regiones templadas y subtropicales del hemisferio norte (Nixon, 1993), y en particular de las zonas montañosas de México (Rzedowski, 1978). Las montañas del centro y sur, además de la Sierra Madre Oriental, son las áreas con mayor diversidad de especies del género *Quercus* (Nixon, 1993).

Los ataques de insectos y sequías provocan perturbaciones que han sido identificadas como parte de la dinámica natural del bosque, a las cuales se suma la acción del hombre (Jardel y Sánchez, 1989). El disturbio antropogénico, es un factor que ocurre con frecuencia en los bosques de encino de México, el cual ha ocasionado su fragmentación y degradación (Jardel, 1991; Casas *et al.* 1995; Eckelmann, 1995; González y Ramírez, 1999).

En comunidades boscosas la ocurrencia de incendios (Abrams, 1992; Zavala, 2000) y la utilización de la vegetación a través de apacentamiento (Quintana *et al.*, 1992; Pettit *et al.*, 1995) son factores que provocan cambios marcados en la composición florística y condicionan la estructura de la vegetación, afectando su dinámica (Jardel, 1991; Attwill, 1994; González *et al.*, 1991, 1995a y 1995b). Tales cambios varían de acuerdo con la naturaleza del disturbio (origen, extensión, régimen e intensidad) (Rzedowski, 1978; Spurr y Barnes, 1982; White y Pickett, 1985) y de la respuesta de las comunidades vegetales, la cual está en función de los atributos ecológicos y fisiológicos de las especies presentes (Hobbs y Huenneke, 1992). Como consecuencia de la influencia humana, existe una tendencia de las

comunidades a la sencillez estructural, a la coetaneidad y a una menor diversidad de especies (Jardel, 1986) pero mayor susceptibilidad a las invasoras (Hobbs y Huenneke, 1992). El reconocimiento del papel de las perturbaciones es significativo para el manejo de los bosques, sobre todo en lo que se refiere a su capacidad de regeneración, la cual puede ser manipulada en forma adecuada para lograr objetivos de producción silvícola o de conservación (Jardel y Sánchez, 1989).

En el sureste de Coahuila, la sierra de Zapalinamé es un área protegida, bajo la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica, decretada por el gobierno del estado (Anónimo, 1996) y tiene como justificación la protección, la conservación y el uso sustentable de los recursos naturales. Los objetivos centrales de la zona son la recarga de acuíferos que abastecen a la ciudad de Saltillo, así como conservación de la biodiversidad. Los bosques de encino cubren una extensión menor al 1% del área natural protegida (Anónimo, 1998) y están integrados por ocho especies del género *Quercus*, cuya distribución se restringe a los cañones y laderas bajas con favorables condiciones de humedad (Encina, 1996).

Los bosques de encino del macizo montañoso de la zona han sido utilizados de manera tradicional por la población local, principalmente para obtener leña y madera, apacentamiento, aprovechamiento de plantas y de acuíferos, extracción de tierra, además de actividades recreativas (Meganck *et al.*, 1981; Anónimo, 1998), lo que ha ocasionado en algunos sitios incendios frecuentes, sobreapacentamiento, erosión (Meganck *et al.*, 1981) y cambios en el uso del suelo (Portes, 1996). Tales disturbios han provocado la fragmentación de los bosques. Si se considera el historial de manejo del macizo montañoso, los bosques de encino presentan

diferentes modificaciones tanto en superficie ocupada como en distribución, además de que amplias áreas se encuentran con diversos grados de disturbio (Anónimo, 1998). En suma, la distribución, composición y estructura actuales de los bosques de encino, son el resultado de la influencia de perturbaciones antropogénicas y naturales, además de las características ecológicas propias del sistema montañoso.

A raíz de las condiciones climáticas desfavorables y de la presencia de agentes patógenos, se ha ocasionado el debilitamiento de las comunidades boscosas, todo lo cual ha repercutido en una baja de su capacidad regenerativa, aspecto que es evidente en los encinares del norte de México (Fisher y López, 1995). Sin embargo, es importante considerar que la incorporación de plántulas está relacionada con la producción de bellotas, las que pueden ser depredadas, al igual que las plántulas, por roedores, aves, herbívoros e insectos (Sork *et al.*, 1993; Casas *et al.*, 1995; Zavala y García, 1996), además de otros agentes como las sequías, el apacentamiento y la fauna silvestre (Fisher y López, 1995).

La mayoría de los encinos tienen una producción irregular de bellotas, lo que ocasiona problemas para mantener la regeneración por plántula, por lo que la repoblación puede ser sustituida por rebrotes (regeneración vegetativa), en función de la capacidad de las especies para producirlos (Zavala y García, 1997). En muchos bosques los encinos tienen fustes torcidos y crecen en grupos, lo que indica su origen por rebrotación (Fisher y López, 1995). Es difícil precisar cuáles son las condiciones ambientales y los factores físicos o bióticos que favorecen su establecimiento, así como los que limitan su regeneración (Crow, 1992).

El presente estudio se realizó con el objetivo de conocer aspectos de la estructura y composición florística de los bosques de encino de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica sierra de Zapalinamé y determinar la importancia del disturbio antropogénico. Se pretende que la información a generarse en este trabajo, sirva de herramienta para la toma de decisiones durante las actividades de fomento del bosque y de garantía de su conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio²

La sierra de Zapalinamé es una estribación de la Sierra Madre Oriental, se localiza en el sureste del estado de Coahuila, abarca parte de los municipios de Saltillo y Arteaga y queda inmediatamente aledaña a la ciudad de Saltillo. Se ubica entre los 25° 15' 00" - 25° 25' 58.35" Latitud norte y entre los 100° 47' 14.5" - 101° 05' 3.8" de Longitud oeste (Figura 1). Al norte y este colinda con la carretera 57 (México - Piedras Negras), al oeste con la carretera 54 (Saltillo - Zacatecas) y al sur está limitada por la coordenada de latitud 25° 15'.

Fisiografía

La región pertenece a la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental, la cual se extiende desde el centro del país hasta el extremo sureste de Coahuila, con ubicación en la Subprovincia de la Gran Sierra Plegada. El macizo incluye sinclinales (valles, planicies) y anticlinales (elevaciones plegadas). Las sierras generalmente se

² Con base en Anónimo (1983), Anónimo (1998).

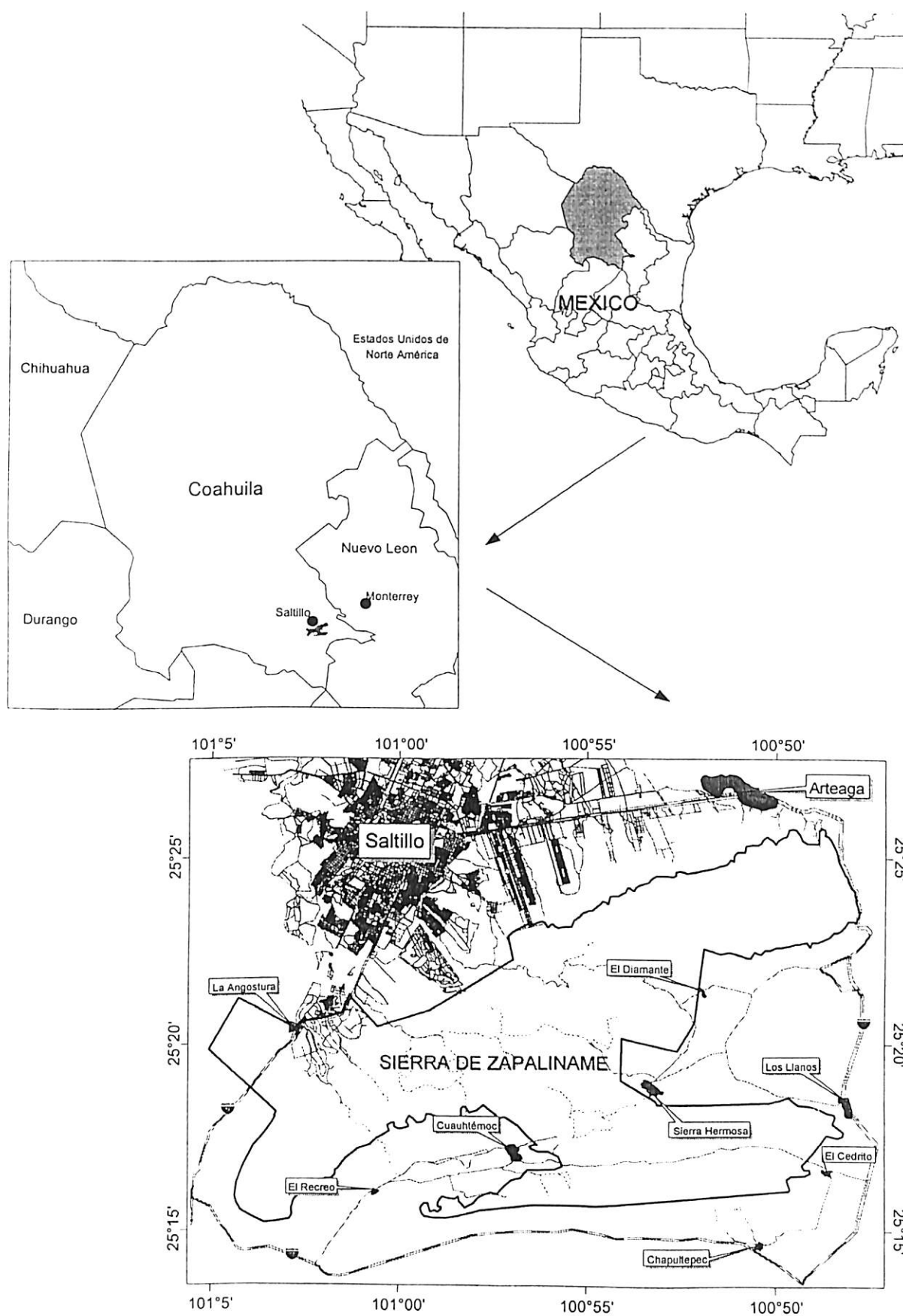


Figura 1. Ubicación del área de estudio: Sierra de Zapalinamé.

encuentran disectadas por cañones y pendientes abruptas. La orientación de los pliegues transversales es de este a oeste, las altitudes van de 1,590 m en el pie de monte, hasta los 2,200 m en los valles intermontanos, alcanzando su mayor elevación en el Cerro El Penitente a 3,140 m. La zona montañosa es un área fracturada, con topografía accidentada, cuyos anticlinales ofrecen perfiles (crestas) aserrados debido a la intensidad del plegamiento y a la erosión natural que modela el paisaje.

Geología y Suelos

La región se ubica en la unidad geotectónica denominada Provincia Geológica de la Sierra Madre Oriental. Las rocas que afloran en el área son en su totalidad sedimentarias marinas del Jurásico y Cretácico. Los suelos aluviales ocupan casi 30%, las rocas calizas, tan características, ocupan 43% del área; también se pueden encontrar areniscas y conglomerados, que ocupan 17% y en menor grado existen lutitas, brechas, travertino, materiales de tipo arcilloso, clástico y carbonatado.

Los suelos que se presentan en el área son en su mayoría aluviales, de componentes calcáreo arcillosos, constituidos por gravas, arenas y arcillas sin consolidar su espesor, de profundidad variable y constituyen planicies con abanicos aluviales al pie del macizo. Existen abundantes afloramientos rocosos que se alternan con áreas de suelos someros. En los valles los suelos son aluviales, profundos, con buen drenaje y de fertilidad moderada a alta. Por su carácter de zona de montaña, abundan los litosoles y rendzinas, constituyendo ambos casi 80% de la superficie del área. Las unidades y subunidades de suelos que se tienen para

el macizo montañoso son: litosoles, menores a 10 cm de profundidad que sobreyacen a la roca, tepetate o caliche cementado, que representa 49% del área. Los suelos de tipo rendzina son oscuros, pedregosos y someros, con una capa superficial de humus fértil, sobre roca caliza o material rico en cal; se les encuentra en el pie de monte y valles, pero representan sólo 29%. En menor proporción aún se localizan los xerosol cálcico con 4.47 por ciento y feozem calcárico con 4.42 por ciento.

Clima

El área de estudio se caracteriza en general por poseer un clima semiárido en las partes bajas de la zona y templado en las altas. El clima del área se clasifica como BSokw"(e), seco, templado cálido, semifrío, con temperatura media anual entre 5°C y 12°C, la del mes más frío entre -3°C y 18°C y la del mes más caliente mayor a 18°C, con una oscilación térmica de entre 7 y 14°C.

El promedio de precipitación es de 498 mm, las lluvias son convectivas y coinciden con los meses calientes del año. Durante los meses secos (Octubre-Abril) tiene una variación mensual de 6 y 36 mm y en los meses húmedos (Mayo-Septiembre) el promedio mensual es de 78 mm. Por la baja humedad del área, el clima es principalmente árido, a pesar de que la región se encuentra en una zona de transición entre el desierto chihuahuense y la Sierra Madre Oriental, hacia la parte sur es semiárido y al sureste llega a ser subhúmedo. La orografía y la topografía del área provocan diferencias marcadas de la precipitación en relación con la altitud y la exposición. Por su temperatura el clima es semiárido, varía a templado en las partes altas del macizo, donde la temperatura media anual oscila de 16 a 19°C.

Vegetación

La sierra de Zapalinamé ofrece una topografía accidentada con variantes climáticas, edáficas, altitudinales y de exposición que determinan cambios en la cubierta vegetal. Arce y Marroquín (1985) realizan un estudio detallado de los tipos de vegetación de una parte del macizo montañoso, en el que su clasificación da pie a una nomenclatura local, mediante la que describen 11 fitocenosis.

En general la cubierta vegetal en exposiciones sur, está representada por matorrales rosetófilo y micrófilo, mientras que en las partes altas está integrada por bosque de pino y oyamel; en los cañones se presentan bosques de encino y en laderas bajas de exposición noroeste crece el matorral submontano de rosáceas (Marroquín, 1976). Los tipos de vegetación más abundantes son el bosque de pino que ocupa 14.09% de la superficie total del área protegida, el bosque de piñonero con 12.54% y el bosque de piñonero con matorral xerófilo tan sólo 9.55 por ciento.

En los cañones con mejores condiciones de humedad se desarrollan bosques de encino (Arce y Marroquín, 1985); éstos comprenden comunidades de porte bajo, con alturas entre 5 y 10 m, de distribución irregular, con mayor frecuencia en altitudes entre 2,200 y 2,400 m, sobre laderas medias y bajas. Predominan en exposiciones norte y oeste cuyas pendientes son mayores o iguales al 30%, con tendencia a desarrollarse sobre suelos someros y rocosos (Ramírez, 1998, Arce y Marroquín, 1985). El bosque mediano de encino se distribuye en la exposición noroeste de la sierra, integrado por *Quercus laceyi*, *Q. laeta* y *Q. saltillensis*, con alturas de 2 a 5 m, el estrato herbáceo es muy variable con alta diversidad de especies (Marroquín, 1976).

La sierra de Zapalinamé es considerada como uno de los centros de diversidad del género *Quercus* en Coahuila, debido a la variedad de hábitats, que favorecen su establecimiento, destacan *Quercus mexicana*, *Q. saltillensis*, *Q. laeta*, *Q. greggii* y *Q. rugosa*. Forman encinares puros o mixtos con especies de los géneros: *Garrya*, *Arbutus*, *Crataegus*, *Juniperus*, entre otros. Se integran de esta manera diferentes asociaciones (Encina, 1996).

Metodología

Diseño de Muestreo

Se estratificaron los bosques de encino en las siguientes localidades de la sierra de Zapalinamé: 1). Cañón de San Lorenzo, que incluye el cañón de Sierra Hermosa y Los Aguajes y 2). El Frente, que incluye los cañones cercanos a Lomas de Lourdes y Camino del Cuatro, para lo cual se utilizó la cartografía de Usos del Suelo y Vegetación (Anónimo, 1998). Se aplicó un diseño de muestreo estratificado aleatorio. Se levantaron 66 sitios de muestreo, equivalentes a 3.3 ha del bosque de encino. El establecimiento de los sitios en campo se realizó mediante la compensación por pendiente propuesto por Medina (1983). Las unidades de muestreo se ubicaron a una ^{130 m} equidistancia entre sitios de 200 m, a través de gradientes altitudinales, en los cañones donde se presentan bosques de encino.

Medición de la Vegetación

Para realizar la medición de la vegetación se utilizó el método con parcela (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). Los sitios de muestreo fueron circulares con un área de 500 m² (Figura 2), donde se cuantificaron las siguientes clases de edad:

arbolado adulto (individuos con diámetro normal a 1.30 m de altura > 5 cm); **árboles juveniles** (arbolado con diámetro normal ≤ 5 cm y > 1.30 m de altura), mediante un sitio concéntrico de 50 m^2 y para evaluar la **regeneración** de las especies arbóreas (individuos ≤ 1.30 m de altura) se establecieron cinco cuadrantes de 1 m^2 (uno al centro y cuatro en los puntos cardinales del sitio de 500 m^2) (Olvera, *et al.*, 1996; Figueroa y Olvera 2000; Galindo, *et al.*, 2002).

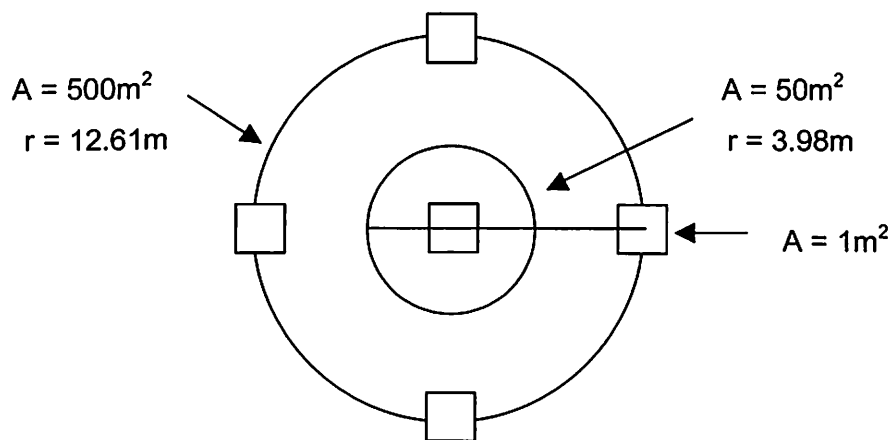


Figura 2. Establecimiento y dimensiones de los sitios de muestreo.

Para cada una de las leñosas (arbustivas y arbóreas) en cada sitio, se cuantificaron los valores de cobertura, densidad y diámetro normal. Durante el proceso se recolectaron muestras botánicas de las especies que aparecían por primera vez o cuya identidad era dudosa; se herborizaron e identificaron en el herbario ANSM (Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro). Con esta información se elaboraron los listados florísticos y, posteriormente, se incluyeron en la colección.

Caracterización Físico-Biológica de los Sitios de Muestreo

En las comunidades muestreadas se tomó información sobre la asociación de especies vegetales, la apertura del dosel (cualitativa), además de aspectos fisiográficos es decir, altitud (tomada de un altímetro-barómetro), pendiente (mediante una pistola Haga), posición topográfica (con respecto a un plano horizontal de referencia), exposición topográfica (tomada con una brújula) y profundidad del suelo (utilizando una barrena de 1.5 m).

Cálculos Derivados de la Medición de la Vegetación

La información de campo sirvió para calcular los atributos de la vegetación. Cada especie de los estratos arbustivo y arbóreo, posee valores de su densidad, cobertura o área basal y frecuencia dentro de las asociaciones del bosque de encino. Con la suma de tales valores relativos se calculó el Índice de dominancia relativa o valor de importancia relativa por especie (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

La estructura horizontal cuantitativa del estrato arbóreo se analiza en términos del área basal y de la densidad de árboles en las categorías diamétricas mayores (a 5 cm de diámetro normal). La descripción del estrato arbustivo considera la cobertura y la densidad de las especies más abundantes.

La comparación entre índices de dominancia relativa y categorías diamétricas por especie para cada clase de edad del arbolado (adultos, juveniles y renuevos), permitió conocer la estructura arbórea. La contribución relativa de cada una de las especies en las comunidades permitió asimismo conocer las dominantes.

Análisis Estadístico

Clasificación de las Asociaciones del Bosque de Encino

Para clasificarlas se utilizó el análisis de conglomerados a través del método de Ward (1963) o de varianza mínima, mediante la técnica de Clasificación Jerárquica Politética Aglomerativa (Manly, 1986; Digby y Kempton, 1987; Estrada 1998), mediante el programa computacional estadístico SAS versión 6.04 (Anónimo, 1985). Para obtener la clasificación de la vegetación se utilizó el índice de similitud de Motyka (Muller-Dombois, 1974; Estrada, 1998), variante del índice de Sorensen y se aplica cuando se dispone de mediciones. Con dicho método se trabajaron los datos de la densidad relativa de 68 leñosas, con lo que se preparó una matriz de similitud-disimilitud para los 66 sitios. La matriz de disimilitud ó de distancias sirvió como base para efectuar el análisis de conglomerados (Cluster Analysis).

Asociación de Especies Arbóreas

Para analizar la estructura horizontal y la composición de especies arbóreas, se evaluó el grado de asociación entre árboles que contaran con al menos 10 individuos en un sitio determinado, considerando todos los sitios muestreados en el encinar. Se construyeron tablas de contingencia (Zar, 1984) con valores de frecuencia de las especies (presencia y ausencia) de las parejas seleccionadas, cuya significancia fue evaluada por una prueba estadística de X^2 (Ludwing y Reynolds, 1988), a través del programa Stat view® del ambiente MacIntosh.

La intensidad y el tipo de las asociaciones significativas se evaluaron por medio del coeficiente de asociación de Jaccard, obtenido a partir de la misma

tabla de contingencia. Este coeficiente varía de 0 a 1 y el signo indica si la asociación es positiva o negativa (Ludwing y Reynolds, 1988).

RESULTADOS

Composición de Especies de los Bosques de Encino de la Sierra de Zapalinamé

La flora vascular estimada de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé está integrada por 259 taxa en 177 géneros y 67 familias; las de mayor número de taxa son: Asteraceae (61 especies), Poaceae (27), Fabaceae (16) y Rosaceae (12). Los géneros mejor representados son: *Quercus* (11), *Ageratina* (7), *Cheilanthes* (5), *Senecio* (5) y *Salvia* (5) ver Anexo 1. La flora está integrada por árboles, arbustos y hierbas anuales y perennes (Figura 3). Se encontraron dos hemiparásitas: *Phoradendron lanceolatum* y *P. tomentosum* y dos epifitas: *Tillandsia recurvata* y *T. erubescens* (ver listado florístico en Apéndice 1).

La flora leñosa está compuesta por 68 especies, de las cuales 20 son árboles y 48 arbustos. Del total de leñosas, 16% está integrado por especies del género *Quercus* (11), le siguen en orden decreciente cuatro gimnospermas de los géneros *Pinus*, *Pseudotsuga*, *Cupressus* y *Juniperus*, lo que representa 7%, además de cinco especies del género *Ageratina* con 7%. El principal componente arbóreo está representado por ocho especies de *Quercus*: *Q. satillensis* y *Q. greggii* son los encinos con mayor frecuencia (28%), seguidos por *Arbutus xalapensis* (13%), *Q mexicana* (11%) y *Juniperus flaccida* (10%). En el estrato arbustivo predominan *Garrya glaberrima*, *Ageratina ligustrina*, *A. saltillensis*, *Salvia regla*, *Paxistima*

myrsinites y *Stevia berlandieri*. Como parte de las arbustivas intervienen especies de zonas xéricas: *Opuntia robusta*, *Yucca carnerosana* y *Agave* spp.

El estrato herbáceo está integrado por 166 especies, lo cual representa 64% de la flora vascular; las más comunes son: *Artemisia ludoviciana*, *Pleopeltis guttata*, *Cheilanthes tomentosa*, *Achillea millefolium*, *Bromus carinatus*, *Piptochaetium fimbriatum*, *Salvia glechomifolia* y *Galium uncinulatum*; entre las más escasas se encuentran las orquídeas *Govenia lileacea* y *Goodyera oblongifolia*.

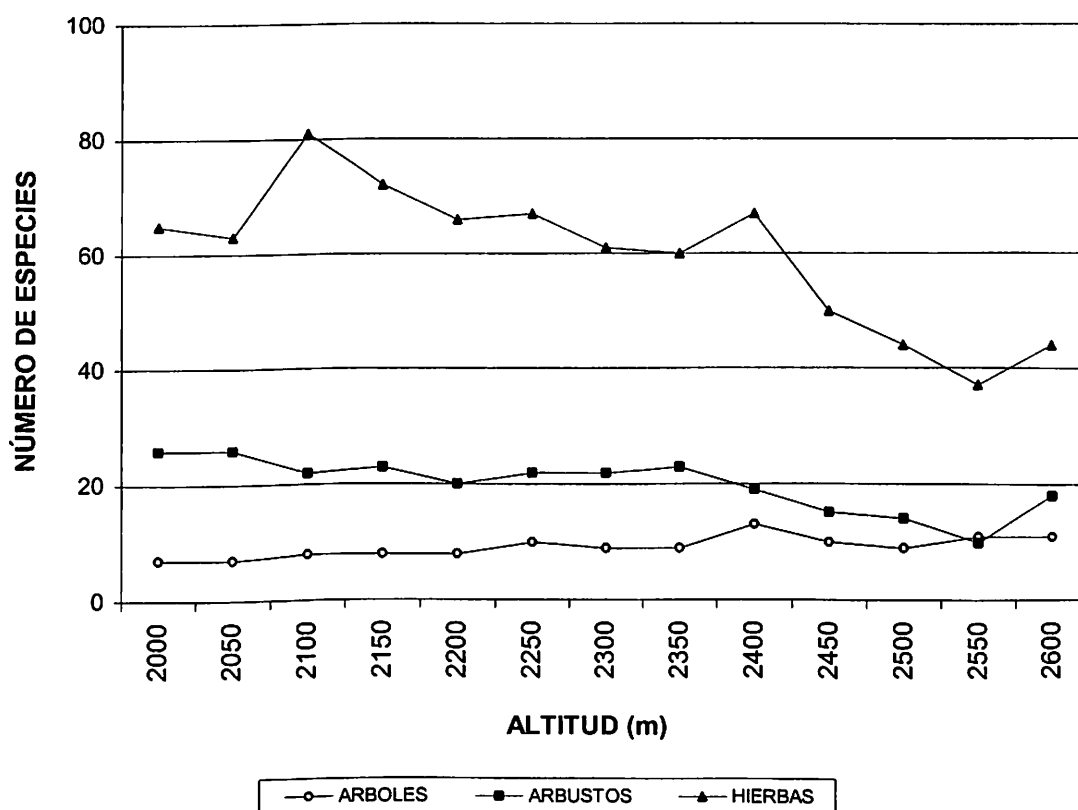


Figura 3. Formas biológicas presentes en los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé.

Asociación Entre Especies Arbóreas del Bosque de Encino de la Sierra de Zapalinamé

Tales bosques están integrados por árboles de porte bajo a mediano con alturas de 6 hasta 13 m y al igual que la mayoría de los encinares de México, está integrado por árboles bajos y con troncos delgados (Rzedowski, 1978). Algunas especies son deciduas (*Quercus mexicana*, *Q. laeta* y *Q. saltillensis*) o perennifolia (*Quercus greggii*). Los resultados del análisis de asociación entre arbóreas se muestran en el Cuadro 1. De las 37 parejas de especies analizadas 23 son significativas, 14 son no significativas y 12 son significativas al 99.9% de confiabilidad ($P < 0.001$). Se encontraron 10 parejas con asociación significativa y negativa, aunque con coeficientes de asociación variables; por otra parte 11 parejas presentan asociación significativa y positiva, con intensidades variables.

El valor más alto de asociación (y la más frecuente), ocurre en *Quercus greggii* - *Q. mexicana* con 0.79. *Quercus greggii* es la especie más abundante, a la cual se asocian de manera significativa *Pinus greggii* (0.57), *Arbutus xalapensis* (0.71) y *Cupressus arizonica* (0.21); la asociación no significativa con tal especie ocurre con *Quercus rugosa* y *Q. sideroxyla*, mientras que con *Quercus saltillensis*, *Q. grisea*, *Q. laeta* y *Juniperus flaccida* presenta asociación significativa, pero negativa.

Otra asociación de especies importante en ésta sierra es la que ocurre entre *Q. saltillensis*, *Q. laeta* y *Q. grisea*, que forman bosques medianos y ocupan una menor extensión; en el análisis de X^2 se obtuvo que la asociación entre *Q. saltillensis* - *Q. laeta* es no significativa. Por su parte la asociación entre *Q. saltillensis* -

Q. grisea es de 0.41 y entre *Q. laeta* - *Q. grisea* tal coeficiente es de 0.46. *Q. saltillensis* tiene una amplia distribución en los bosques de encino; se presenta en 77% de los sitios muestreados y en algunas áreas coincide con *Q. laeta* con la cual forma bosques bajos de poca extensión. De esta forma se considera que aún cuando ambas especies cohabiten, en términos generales su distribución ocurre de manera independiente, por lo cual la formación del bosque por ambas especies ocurre de manera aleatoria (no se presentan frecuentemente asociadas). *Q. saltillensis* revela asociación no significativa con *Q. laceyi*, *Pinus greggii*, *Arbutus xalapensis* y *Juniperus flaccida*, mientras que las asociaciones negativas ocurren con *Q. greggii* y *Q. mexicana*. De esta forma *Q. saltillensis* solamente presenta asociación positiva y significativa ($P < 0.01$) con un coeficientes de 0.41 con *Q. grisea*. *Q. laeta* presenta asociación significativa y positiva con *Q. laceyi* (0.43), *Q. grisea* (0.46) y *Juniperus flaccida* (0.40). Por otra parte *Q. grisea* tiene asociación significativa y positiva con *Q. laeta* en tanto que *Q. saltillensis* se asocia también con *Q. laceyi* (0.29) y con *Juniperus flaccida* (0.38).

Las especies *Arbutus xalapensis* y *Juniperus flaccida* son muy frecuentes en los bosques de encino; entre ambas especies la asociación es no significativa. La primera "prefiere" establecerse en los bosques de clima templado subhúmedo, donde cohabita con *Quercus greggii* (0.71), *Q. mexicana* (0.65) y *Pinus greggii* (0.44), mientras que la segunda se presenta con mayor frecuencia en los templado-semisecos, por lo cual se asocia de manera significativa con *Q. laeta* (0.40) y con *Q. grisea* (0.38).

Cuadro 1. Análisis de asociación entre especies arbóreas presentes en el bosque de encino de la sierra de Zapalinamé.

ESPECIES ANALIZADAS		VALORES DE χ^2	P^*	COEFICIENTE Y TIPO DE ASOCIACIÓN
<i>Quercus greggii</i>	<i>Quercus mexicana</i>	31.89	<0.001	0.79
	<i>Quercus rugosa</i>	2.88	ns	-----
	<i>Quercus saltillensis</i>	5.83	<0.05	- 0.43
	<i>Quercus sideroxyla</i>	0.52	ns	-----
	<i>Quercus grisea</i>	23.71	<0.001	- 0.67
<i>Quercus mexicana</i>	<i>Quercus saltillensis</i>	5.86	<0.05	- 0.37
	<i>Quercus laeta</i>	23.90	<0.001	- 0.05
	<i>Quercus rugosa</i>	1.61	ns	-----
<i>Quercus saltillensis</i>	<i>Quercus laeta</i>	2.82	ns	-----
	<i>Quercus grisea</i>	7.26	<0.01	0.41
	<i>Quercus laceyi</i>	2.10	ns	-----
<i>Quercus laeta</i>	<i>Quercus laceyi</i>	18.78	<0.001	0.43
	<i>Quercus greggii</i>	42.47	<0.001	- 0.31
	<i>Quercus sideroxyla</i>	0.45	ns	-----
	<i>Quercus grisea</i>	11.75	<0.001	0.46
<i>Quercus grisea</i>	<i>Quercus laceyi</i>	5.98	<0.05	0.29
	<i>Quercus mexicana</i>	14.99	<0.001	- 0.74
	<i>Quercus rugosa</i>	2.19	ns	-----
<i>Pinus greggii</i>	<i>Quercus greggii</i>	19.15	<0.001	0.57
	<i>Quercus mexicana</i>	13.19	<0.001	0.52
	<i>Quercus saltillensis</i>	1.56	ns	-----
	<i>Quercus laeta</i>	17.83	<0.001	- 0.00
	<i>Quercus sideroxyla</i>	2.99	ns	-----
<i>Arbutus xalapensis</i>	<i>Quercus greggii</i>	11.62	<0.001	0.71
	<i>Quercus laeta</i>	17.90	<0.001	- 0.18
	<i>Quercus mexicana</i>	11.29	<0.001	0.65
	<i>Pinus greggii</i>	6.57	<0.05	0.44
	<i>Quercus saltillensis</i>	2.87	ns	-----
	<i>Juniperus flaccida</i>	0.91	ns	-----
<i>Juniperus flaccida</i>	<i>Quercus saltillensis</i>	3.10	ns	-----
	<i>Quercus laeta</i>	4.27	<0.05	0.40
	<i>Quercus greggii</i>	5.30	<0.05	- 0.27
	<i>Quercus mexicana</i>	6.15	<0.05	- 0.22
	<i>Quercus grisea</i>	4.47	<0.05	0.38
<i>Cupressus arizonica</i>	<i>Quercus greggii</i>	4.27	<0.05	0.21
	<i>Quercus mexicana</i>	3.14	ns	-----
	<i>Quercus laeta</i>	1.51	ns	-----

1 grado de libertad $\chi^2_t = 3.84$, $p < 0.05$, 95 % confiabilidad.

$\chi^2_t = 6.63$, $p < 0.01$, 99 % confiabilidad.

$\chi^2_t = 10.82$, $p < 0.001$, 99.9 % confiabilidad.

ns = no significativa

Clasificación de los Bosques de Encino de la Sierra de Zapalinamé

La clasificación jerárquica de los sitios en el gradiente altitudinal, se muestra en el dendrograma (Figura 4), donde se observan dos grandes grupos diferenciados por valor de $r^2 = 72.83$. Los grupos están conformados por diferente número de sitios, 40 (para el grupo 1) y 26 (para el grupo 2), los cuales muestran un coeficiente de similitud de 32.30% (grupo 1) y 40.36% (grupo 2). Estas agrupaciones están definidas por la dominancia de una o dos especies, más que por una combinación particular de varias; la nomenclatura con la que se denominó a cada agrupación está determinada por las especies más abundantes. Los dos grupos identificados se subdividen a su vez en dos subgrupos, que se mencionan a continuación.

Grupo 1. Bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*

Subgrupo 1a. Es una agrupación que incluye 11 sitios, con un coeficiente de similitud de 66.29%; se localiza a una altitud de 2,380 - 2,600 m, el número promedio de especies que lo integran es de cuatro, siendo *Quercus greggii* la más abundante y la dominante fisonómica, además de que ocupa 85% de la densidad arbórea. En menor proporción aparecen encinos y otras especies, donde *Q. mexicana* sólo alcanza 5% de la densidad arbórea, la cual es frecuente a través de los sitios, pero con una densidad menor. *Q. sideroxylla* tiene una distribución restringida y es abundante en sitios cercanos a 2,600 m de altitud. Por otra parte *Pinus greggii*, *Quercus saltillensis* y *Arbutus xalapensis* cuentan con individuos aislados a través de este bosque y ocupan menos de 3% de la densidad del estrato arbóreo.

Subgrupo 1b. Es una agrupación que incluye 44% de los sitios, se encuentran definidos en un coeficiente de similitud de 46.37%; se presenta en altitudes de 2,280

a 2,600 m, el promedio de especies es de seis, donde *Quercus greggii* ocupa 56% de la densidad del estrato arbóreo, seguida de *Q. mexicana* con 14% y *Q. saltillensis* 8%. *Arbutus xalapensis*, *Pinus greggii* y *Juniperus flaccida* son frecuentes, pero con muy baja densidad. Por su parte *Quercus rugosa* y *Q. grisea* ocupan cada un 5.5% de la densidad de los árboles y tienen una distribución restringida, la primera de ellas crece en cañones protegidos, mientras que la segunda prospera en bosques templado semisecos. Otras especies más escasas y con distribución restringida son *Cupressus arizonica*, *Pseudotsuga menziesii* y *Fraxinus cuspidata*.

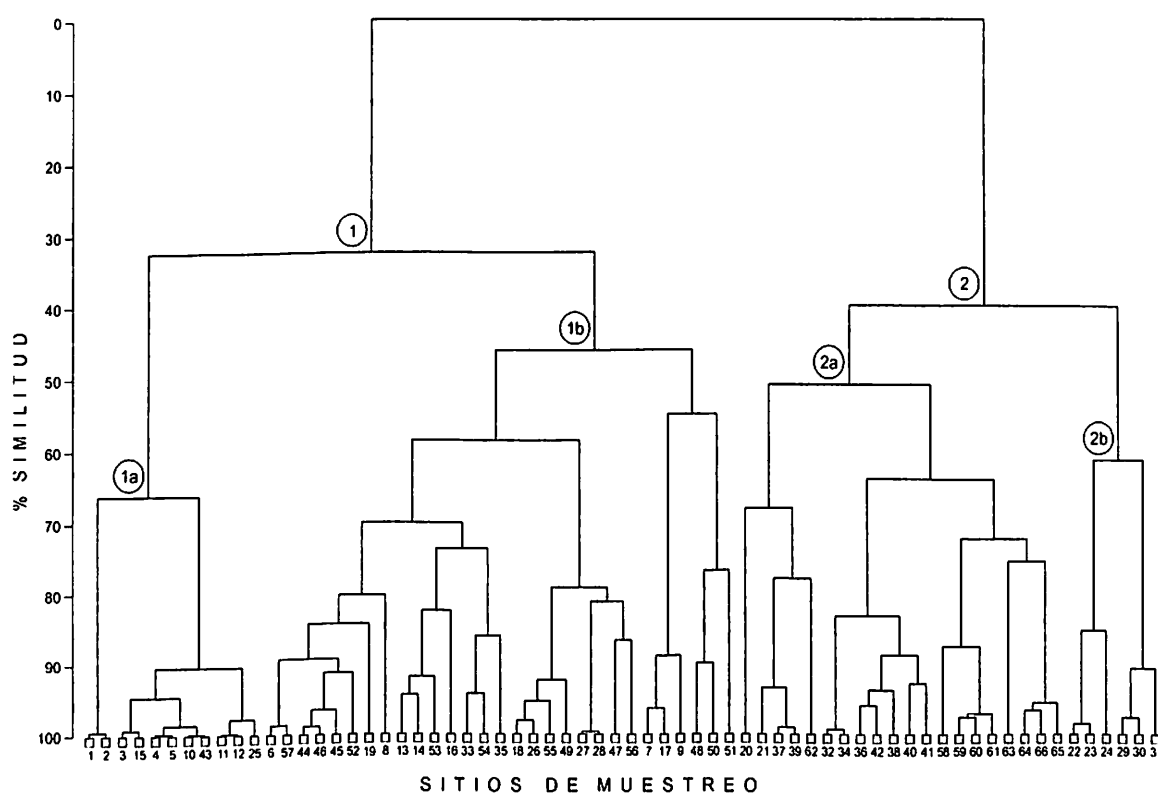


Figura 4. Clasificación de los sitios de muestreo ubicados en los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé.

Grupo 2. Bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*

Subgrupo 2a. Es una agrupación que incluye 30% de los sitios, conformados en un coeficiente de similitud de 51.16%; se desarrolla en altitudes que oscilan entre 2,000 - 2,300 m. La dominante es *Q. laeta*, ocupa 45% de la densidad de árboles, seguida por *Q. saltillensis* con 35%. *Juniperus flaccida*, *Q. grisea* y *Arbutus xalapensis* son medianamente frecuentes, sin embargo, *Q. grisea* es el más abundante, alcanza 5% de la densidad. De igual manera se presenta *Q. laceyi*, pero es menos frecuente. *Q. greggii* y *Q. mexicana* tienen una distribución restringida y son escasos.

Subgrupo 2b. Es una agrupación que incluye 6 sitios, los que se encuentran integrados en un coeficiente de similitud de 61.44%. Se localiza en una altitud media de 2,330 m, está dominada por *Quercus grisea* y *Q. saltillensis* y ocupan 55% y 28% respectivamente de la densidad del estrato arbóreo. *Juniperus flaccida* y *Arbutus xalapensis* son frecuentes pero con baja densidad, mientras que *Q. greggii* y *Q. laeta* ocupan 8.9%, solamente en un sitio donde son más abundante que las especies anteriores.

A continuación se describen las dos principales asociaciones (grupos de sitios) identificadas para los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, en donde se incluyen aspectos de su composición florística, así como características fisonómicas y estructurales (densidad, diámetros, área basal, cobertura y valor de importancia) de los estratos arbustivo y arbóreo.

Aspectos Estructurales de los Bosque de Encino de la Sierra de Zapalinamé

Grupo 1. El Bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*.

Este tipo de bosque se localiza en el cañón de San Lorenzo. En ésta asociación se registraron 153 especies vegetales, de éstas 19 son árboles, siendo *Quercus greggii* y *Q. mexicana* (con alturas de 8 a 10 m) los que dominan fisonómicamente el bosque; tales especies alcanzan los mayores valores de importancia (Cuadro 2) y de asociación ($0.79 \text{ } p < 0.001$). Por su parte *Q. sideroxyla* forma bosques escasos de encino-pino (2,500 m de altitud) y se asocia con *Quercus greggii* y *Pinus greggii*. *Quercus rugosa*, aparece en algunas cañadas con mayor humedad y se asocia con mayor frecuencia a *Q. greggii*; por otra parte *Q. saltillensis* es poco frecuente. En esta comunidad se establece de manera aislada *Pinus greggii*, su porte es de 14 - 16 m, por lo cual sobresale de la altura media del encinar, tal pino restringe su distribución a este bosque, donde presenta valores de asociación con *Quercus greggii* y *Q. mexicana* de 0.57 y 0.52, su mayor abundancia se logra en la ecotonía entre el bosque de encino y el de pino; como parte de la composición arbórea se presentan árboles bajos de *Arbutus xalapensis*, cuyos valores de asociación alcanzan con *Quercus greggii* 0.71 y con *Quercus mexicana* 0.65.

El estrato arbustivo está integrado por 37 taxa, sin embargo, son más abundantes: *Garrya glaberrima*, *Ageratina saltillensis* y *Ageratina ligustrina*, especies con los más altos valores de importancia (Cuadro 2). Se registraron además dos epifitas (*Tillandsia recurvata* y *T. erubescens*) y dos hemiparásitas (*Phoradendron tomentosum* y *P. lanceolatum*).

Cuadro 2. Atributos estructurales calculados para las principales especies leñosas del bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*.

ÁRBOLES				
ESPECIE	DENSIDAD (ind/ha)	DIÁMETRO MEDIO (cm)	ÁREA BASAL (m ² /ha)	VALOR DE IMPORTANCIA
<i>Quercus greggii</i>	1480	7.7	9.00	41.27
<i>Quercus mexicana</i>	284	13.3	5.68	18.16
<i>Pinus greggii</i>	40	28.4	3.50	9.60
<i>Quercus saltillensis</i>	122	7.5	0.75	6.37
<i>Arbutus xalapensis</i>	47	8.1	0.30	5.55
<i>Quercus rugosa</i>	98	10.7	1.08	4.16
<i>Quercus grisea</i>	87	8.2	0.55	2.57
<i>Juniperus flaccida</i>	18	7.9	0.32	2.47
<i>Cupressus arizonica</i>	15	13.6	0.12	2.14
<i>Quercus sideroxyla</i>	48	8.8	0.57	2.02
Otras especies (8)	38	9.0	6.97	5.69
ARBUSTOS				
ESPECIE	DENSIDAD (ind/ha)	COBERTURA RELATIVA (%)	VALOR DE IMPORTANCIA	
<i>Garrya glaberrima</i>	726	44.80	25.14	
<i>Agertina saltillensis</i>	384	7.53	9.19	
<i>Ageratina ligustrina</i>	365	7.52	8.84	
<i>Paxistima myrsinites</i>	527	3.52	7.80	
<i>Arbutus xalapensis</i>	150	7.33	7.03	
<i>Stevia berlandieri</i>	160	4.02	5.53	
Otras especies (31)	995	25.28	36.47	

Valor de importancia = Dens. rel. + Área basal o cobertura rel. + Frec. rel. / 3

El estrato herbáceo lo forman 103 taxa, los más frecuentes son: *Pleopeltis guttata*, *Achillea millefolium*, *Artemisia ludoviciana*, *Cheilanthes tomentosa*, *Bromus anomalus* y *Malaxis brachystachya*. El helecho *Pleopeltis guttata* es el más abundante.

A continuación se describe la estructura diamétrica para este bosque con base en la densidad y el área basal.

Densidad y Área Basal. El estrato arbóreo en la estructura del bosque de esta asociación presenta una densidad total de 2,278 árboles ha^{-1} . En la Figura 5 se muestra la estructura diamétrica de la comunidad cuya densidad promedio se encontró distribuida desde la categoría diamétrica de 5 hasta la de 60 cm.

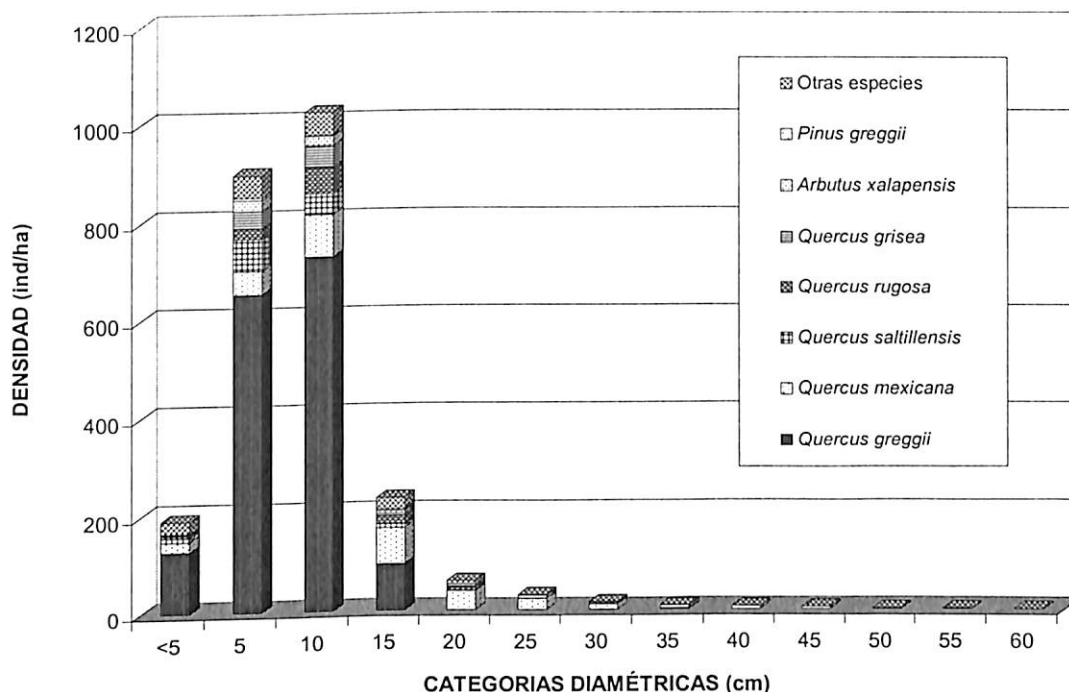


Figura 5. Distribución de arbolado por categorías diamétricas en el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*.

El mayor número de árboles ha^{-1} ocurre en la categoría diamétrica de 10 cm (1,024 individuos ha^{-1}) seguida en orden decreciente por la de 5 cm (897 árboles ha^{-1}), ambas categorías están dominadas por individuos de *Quercus greggii*.

Por su parte, *Quercus mexicana* es importante en las categorías diamétricas entre 15 a 30 cm. La categoría diamétrica con la menor densidad (0.5 árboles ha^{-1})

rebrotos de 1.80 a 5.0 m. Para el caso de los juveniles la densidad es de 94 individuos ha^{-1} . De las especies que ahí prosperan *Q. greggii* tiene 57 individuos ha^{-1} , lo cual representa 61%, seguido por *Q. saltillensis* con 11 individuos ha^{-1} , lo que se traduce en el 12 %. La densidad de estas dos clases de edad se muestran en la Figura 7.

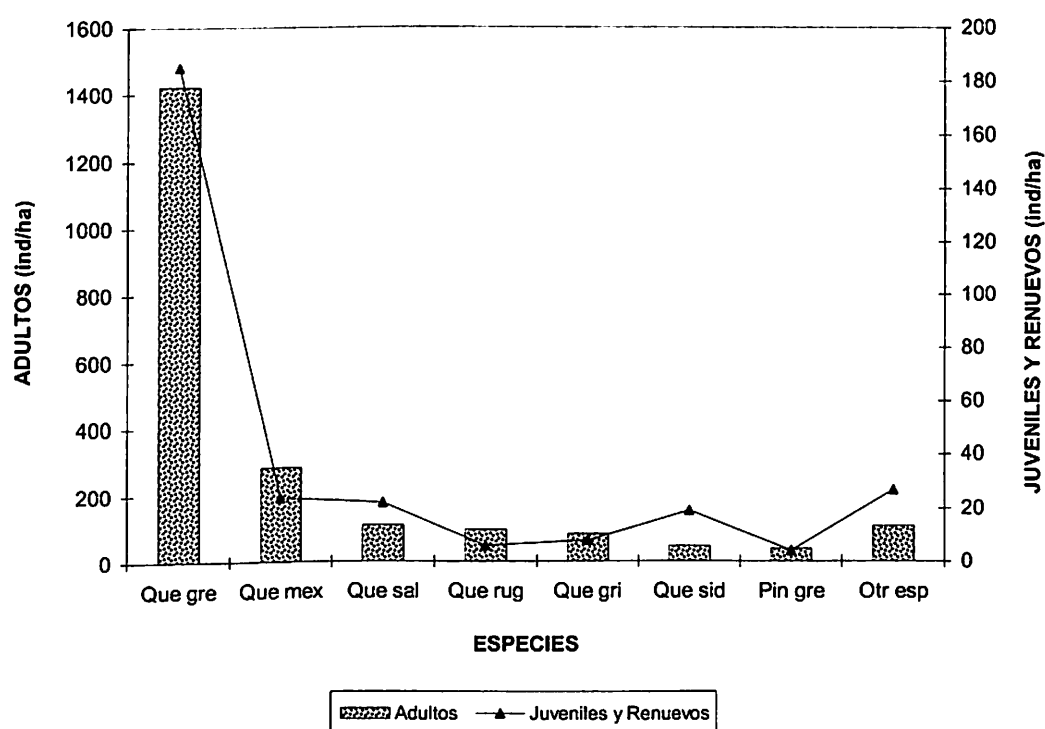


Figura 7. Densidad de especies arbóreas por clase de edad para los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*.

El estrato arbustivo está dominado por *Garrya glaberrima*, debido a que cuenta con valores más altos en densidad y cobertura: 726 individuos ha^{-1} y cubre 44.80% de los bosques de encino, seguida por *Ageratina saltillensis* con un valor de 384 individuos ha^{-1} y *A. ligustina* de 365 individuos ha^{-1} .

Grupo 2. El Bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*.

Esta comunidad se ubica en altitudes de 2,000 a 2,300 m, en los cañones de El Frente, que corresponde a la exposición Norte del macizo montañoso y en la porción sur del cañón de San Lorenzo; están integrados por 202 taxa, de éstos 13 son árboles, de los que *Quercus saltillensis*, *Q. laeta* y *Q. grisea* resultan ser las especies más abundantes con los valores de importancia más altos (Cuadro 3). Este bosque tiene una superficie menor. La asociación entre tales especies es positiva y los coeficientes de asociación son menores de 0.50, sin embargo, la asociación entre *Quercus laeta* y *Q. saltillensis* (0.32) es no significativa. En estos bosques son frecuentes los árboles bajos de *Juniperus flaccida* y *Arbutus xalapensis*, sin embargo, ocurren de manera aislada. En los cañones ubicados en altitudes mayores se localizan poblaciones poco abundantes de *Quercus greggii*, mientras que en las menores se encuentran árboles bajos y escasos de *Quercus laceyi*.

Cuadro 3. Atributos estructurales calculados para las principales especies leñosas del bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*.

ÁRBOLES				
ESPECIE	DENSIDAD (ind/ha)	DIÁMETRO MEDIO (cm)	ÁREA BASAL (m ² /ha)	VALOR DE IMPORTANCIA
<i>Quercus saltillensis</i>	876	9.08	6.62	32.23
<i>Quercus laeta</i>	741	9.35	5.92	29.92
<i>Quercus grisea</i>	364	7.37	1.87	13.65
<i>Juniperus flaccida</i>	72	9.57	0.73	7.85
<i>Arbutus xalapensis</i>	32	8.98	0.26	5.02
<i>Quercus greggii</i>	132	6.81	0.66	3.96
<i>Quercus laceyi</i>	83	6.41	0.33	3.72
Otras especies (6)	41	9.9	0.95	3.65

continuación.

ARBUSTOS			
ESPECIE	DENSIDAD (ind/ha)	COBERTURA RELATIVA (%)	VALOR DE IMPORTANCIA
<i>Ageratina saltillensis</i>	456	15.17	12.02
<i>Salvia regla</i>	449	15.54	11.32
<i>Stevia berlandieri</i>	269	6.68	7.10
<i>Garrya ovata</i>	231	7.43	6.32
<i>Ageratina ligustrina</i>	202	7.01	5.88
<i>Agave gentryi</i>	102	7.35	5.45
<i>Bouvardia ternifolia</i>	235	2.61	5.12
Otras especies (39)	1363	38.21	46.79

Valor de importancia = Dens. rel. + Área basal o cobertura rel. + Frec. rel. / 3

El estrato arbustivo está integrado por 46 taxa, de los que *Ageratina saltillensis*, *Salvia regla* y *Stevia berlandieri* resultan ser las especies más abundantes. Por su parte el estrato herbáceo está compuesto por 146, donde *Artemisia ludoviciana*, *Cologania pallida*, *Cheilanthes alabamensis*, *Piptochaetium fimbriatum* y *Pellaea atropurpurea* son las más frecuentes, sin embargo, las más abundantes son *Astragalus greggii*, *Smallanthus uvedalius*, *Heliopsis parvifolia*.

A continuación se describe la estructura diamétrica para este bosque con base en la densidad y el área basal.

Densidad y Área Basal. El estrato arbóreo en la estructura de estos bosques de encino registra una densidad total de 2,346 árboles ha⁻¹. En la Figura 8 se muestra la estructura diamétrica de la comunidad en la cual la densidad promedio se encontró distribuida desde la categoría de 5 hasta la de 30 cm, presentando el mayor número de árboles ha⁻¹ en la de 10 cm (1,229 individuos ha⁻¹) seguida en orden decreciente por la de 5 cm con 841 árboles ha⁻¹. Las categorías diamétricas

entre 5 y 15 cm, están dominadas por individuos de *Quercus saltillensis* y *Quercus laeta* y en menor proporción *Quercus grisea*.

La categoría diamétrica con la menor densidad (2 árboles ha^{-1}) fue la de 30 cm para *Quercus saltillensis*. En esta estructura se observa que conforme aumenta el diámetro disminuye drásticamente el número de árboles.

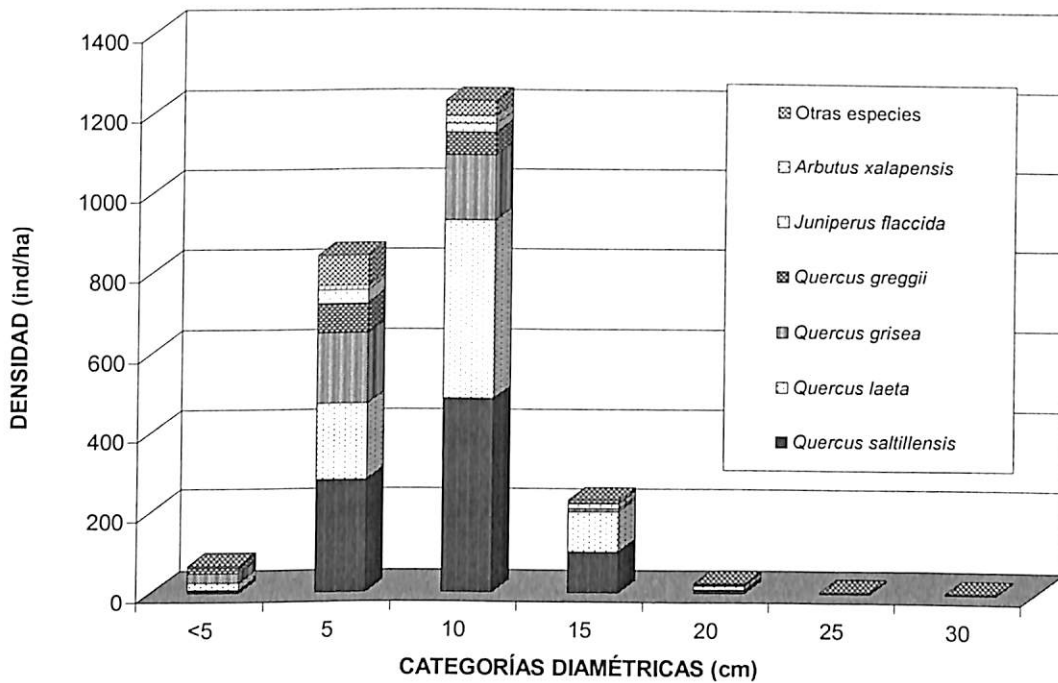


Figura 8. Distribución de arbolado por categorías diamétricas en el bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*.

En el Cuadro 3 y la Figura 9 se aprecia que las especies con la mayor contribución del área basal corresponden a *Quercus saltillensis* y *Q. laeta*, con $6.62 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y $5.92 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente.

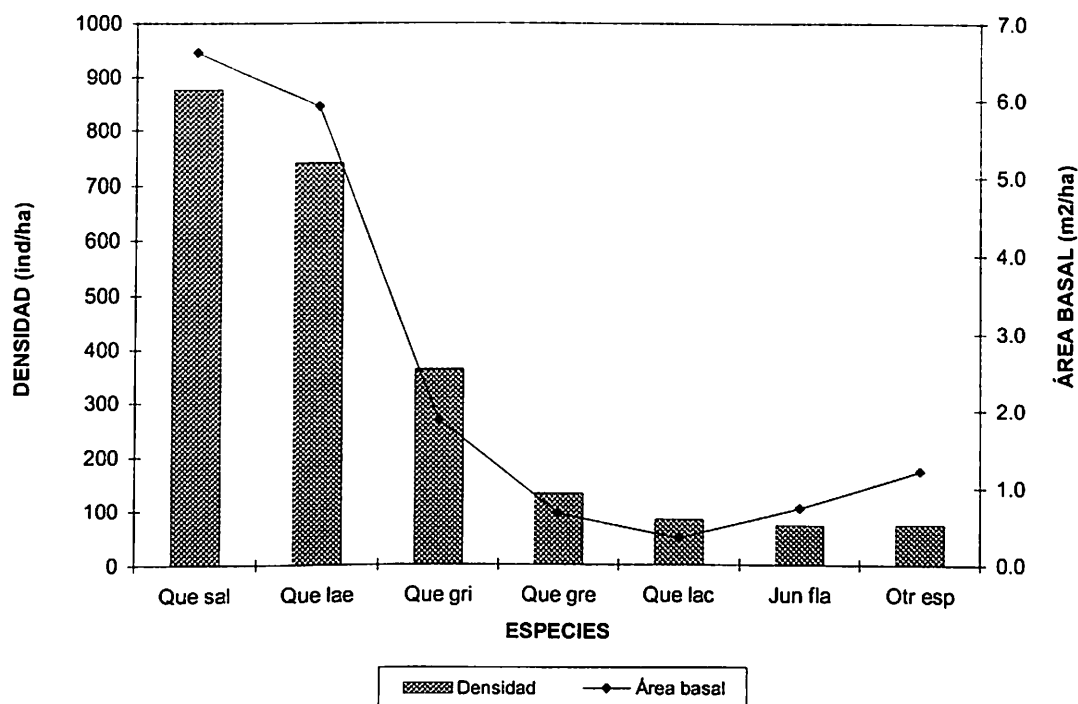


Figura 9. Densidad y área basal arbórea en el bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*.

Del total de especies arbóreas seis revelan indicios de regeneración. El total de renuevos para este bosque es de 109 individuos ha^{-1} , de éstos *Quercus grisea* presenta 36 individuos lo que equivale a 32.7 %, seguidas de *Q. laeta* y *Q. greggii* con 27 y 21 individuos ha^{-1} respectivamente. Para el caso de los juveniles la densidad es de 80 individuos ha^{-1} . De las especies que ahí crecen *Q. saltillensis* cuenta con 22 individuos ha^{-1} , lo cual representa 27%, seguida por *Q. laeta* con 19 individuos, es decir, 23%. La densidad de estas dos clases de edad se muestra en la Figura 10.

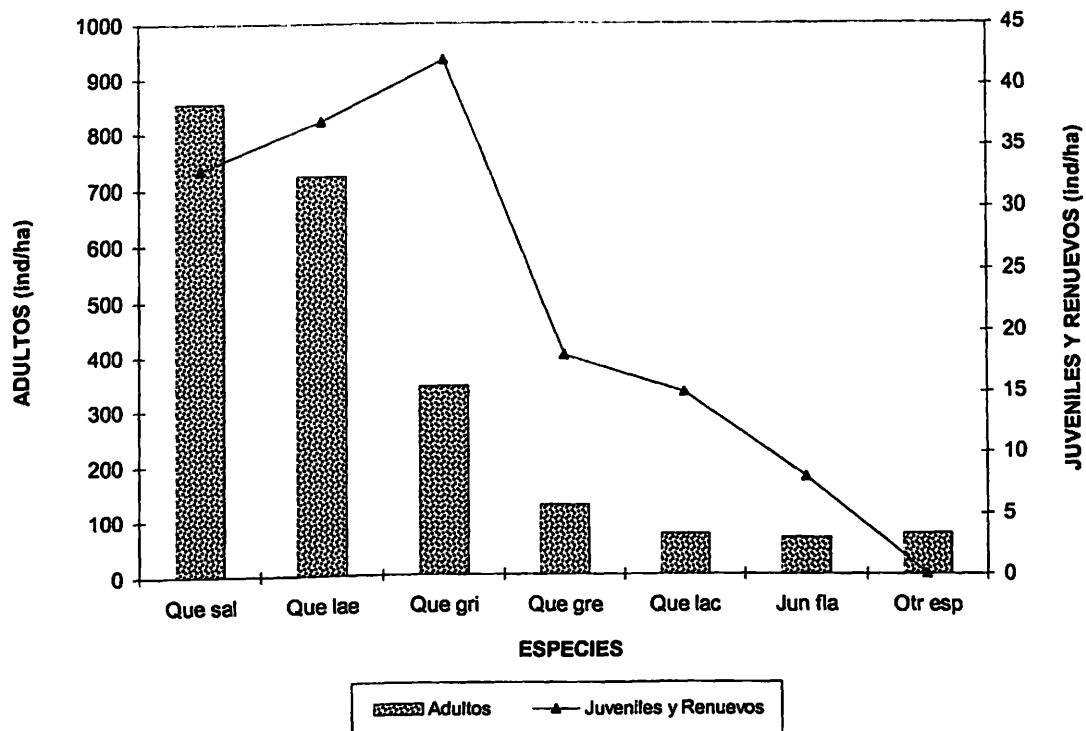


Figura 10. Densidad de especies arbóreas por clases de edad para los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*.

El estrato arbustivo está dominado por *Ageratina saltillensis*, con los más altos valores de densidad y cobertura: 456 individuos ha^{-1} y cubre 15.17% (Cuadro 3), seguida por *Salvia regla* y *Stevia berlandieri* las cuales poseen 449 y 269 individuos ha^{-1} respectivamente.

DISCUSIÓN

Composición y Asociación de Especies de los Bosques de Encino

La flora vascular de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé representa 8.35% de las especies consideradas para Coahuila por Villarreal (2001). De las 409 especies y taxa infraespecíficos registrados por Arce (1980) para el área de estudio, las 259 especies de los bosques representan 63% del total de su flora.

Al igual que otras comunidades de clima templado y frío, los encinares de México incluyen especies neotropicales y holárticas en partes más o menos equivalentes y los géneros autóctonos son menos significativos (Rzedowski, 1978). La flora que integra el estrato arbóreo de los bosques se compone de especies de climas templados, por lo que la afinidad fitogeográfica es de tipo holártico y cuyos elementos tienen distribución en el hemisferio boreal de Norteamérica y Eurasia (Rzedowski, 2001). En un plano genérico, el estrato arbóreo se caracteriza por elementos de *Quercus*, *Pinus*, *Arbutus*, *Juniperus*, *Cupressus* y *Fraxinus*, mientras que el estrato arbustivo incluye especies comunes de la Altiplanicie Mexicana.

La riqueza arbórea del bosque de encino es baja, está integrada por dos o más especies y al igual que en los encinares de México (Rzedowski, 1978), las herbáceas prevalecen sobre las leñosas; 67% de la flora de los bosques de Zapalinamé está integrado por herbáceas y a semejanza de los bosques de *Quercus* de México las familias de plantas vasculares mejor representadas son Asteraceae, Poaceae y Fabaceae (Rzedowski, 1978) su riqueza es más significativa en bajas elevaciones, donde existe mayor influencia de incendios superficiales. Los estratos arbustivo y herbáceo son abundantes y de mayor riqueza en los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, debido a la cercanía con el matorral de rosáceas, el cual domina en áreas adyacentes (Arce y Marroquín, 1985). La composición de especies y su abundancia en este tipo de bosques, varía dependiendo de los factores ambientales (condiciones de temperatura y humedad), su historial de manejo y además de la influencia del disturbio, considerando su tipo, frecuencia e intensidad (White y Pickett, 1985; Montalvo *et al.*, 1993).

En los bosques de la sierra de Zapalinamé el género *Pinus* está escasamente representado, aun cuando es un componente importante en la diversidad de los bosques mixtos de pino - encino de México (Rzedowski *et al.*, 1977; Rzedowski, 1978). Se presentan dos especies, las cuales no son dominantes, pero dicha presencia está ligada con la cercanía de los pinares. En los bosques de *Quercus greggii* y *Q. mexicana* son frecuentes árboles sobremaduros de *Pinus greggii* (40 individuos por hectárea), que alcanzan mayor altura y sobresalen del encinar.

Los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* se desarrollan en elevaciones altas y más inaccesibles, por lo mismo ofrecen un mayor grado de conservación y cobertura del dosel, donde domina un estrato herbáceo denso de *Pleopeltis guttata* y especies de sitios húmedos como *Dahlia coccinea*, *Solanum verrucosum*, *Oxalis latifolia* y *Malaxis brachycera*, mientras que los bosques de *Q. saltillensis* - *Q. laeta* han sido más impactados por incendios superficiales y apacentamiento, por lo que tienen mayor apertura del dosel. Ello permite una elevada radiación solar y menor grado de humedad y así se da una elevada riqueza de herbáceas anuales, de las que las más abundantes son *Astragalus greggii*, *Smallanthus uvedalius*, *Heliopsis parvifolia*; con base en la composición de especies y la estabilidad del bosque se puede aplicar el concepto de naturalidad de acuerdo con los criterios de Margules y Usher (1981), quienes consideran que éste es un término para denominar o indicar que un sitio no tiene influencia humana, que se ha formado y funciona por las leyes de la naturaleza. Partiendo de esto se concluye que los bosques de *Q. greggii* - *Q. mexicana* tienen mayor naturalidad, mientras que los de *Q. saltillensis* - *Q. laeta* tienen un mayor grado de lejanía de las condiciones tipo, consideradas más naturales.

En general el número de herbáceas disminuye significativamente con el aumento de la altitud y, en menor proporción, los arbustos, mientras que el número de árboles aumenta ligeramente con la altitud. Vásquez y Givnish (1998) alcanzan resultados similares para la sierra de Manantlán, Jalisco y consideran que este patrón se explica ya que los bosques que se desarrollan en altitudes menores son más deciduos, exhiben mayor apertura del dosel y por ello resultan más secos. Además, están bajo la influencia de disturbios, lo cual favorece el establecimiento de un alto número de herbáceas. En el área esto aplica a los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, donde además, la riqueza de arbustos se debe a que, adyacente a los bosques, crece el matorral de rosáceas. Por otra parte los bosques situados en altitudes mayores, como son los de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, tienen una mayor proporción de árboles perennifolios y existe un ligero aumento en el número de árboles. Lo anterior se debe a que son ambientes más húmedos y con menor influencia de la aridez, y su dosel es menos abierto. Según Ramírez *et al.* (2001) la apertura del dosel en los bosques determina la composición de especies arbustivas y herbáceas, asimismo, tienen un menor grado de disturbio, lo cual determina un menor número de arbustos y herbáceas.

Estructura de los Bosques de Encino de la Sierra de Zapalinamé

Su estructura es muy sencilla, y su densidad y área basal son bajas en comparación con la mayoría de los encinares mexicanos (Rzedowski, 1978; González *et al.*, 1993; Saldaña y Jardel, 1994; González *et al.*, 1995a; Zavala, 1995) o del bosque mesófilo dominado por encinos (Puig *et al.*, 1987; Santiago y Jardel, 1993; Ruíz *et al.*, 2000) del centro y sur de México donde existe una mayor riqueza arbórea. Tales bosques presentan semejanzas estructurales con los encinares que

se desarrollan en sierras del centro y norte de Coahuila, siendo: sierra del Carmen (Wood *et al.*, 1999), sierra de la Paila (Villarreal, 1994) y sierras del norte (Muller, 1947), sierra de San Carlos, Tamaulipas (Briones, 1991) y la Sierra Madre Oriental en Nuevo León (Valdés y Aguilar, 1983; Muller-Using, 1994). Sus diámetros, área basal y altura son similares, pero con diferencias florísticas notables, debido quizás a la similitud en las condiciones climáticas. Existe mayor afinidad florística entre estos bosques y los de Nuevo León y del centro de México, ya que comparten encinos como *Quercus laeta*, *Q. mexicana*, *Q. rugosa*, *Q. laceyi* y *Q. greggii* (Valdés y Aguilar, 1983; Muller-Using, 1994; Espinosa, 2001), que extienden su distribución hasta el sureste de Coahuila a través de la Sierra Madre Oriental (Encina, 1996) y son los componentes importantes del área de estudio. Con respecto a los bosques de Durango, México citados por González, *et al.* (1993) comparte *Quercus grisea*, *Q. rugosa*, *Q. laeta* y *Q. sideroxyla* y existe poca afinidad a nivel de género para algunas leñosas y herbáceas.

La densidad y área basal total de los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* es de 2,277 individuos ha^{-1} y 28.84 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, mientras que en los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* son de 2,341 individuos ha^{-1} y su área basal de 17.34 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$. La densidad entre ambas asociaciones tiene pocas diferencias mientras que el área basal es contrastante. El estrato arbóreo en el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* está integrado por 18 taxa pero dominado por una especie, por su parte, el bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* incluye 13 especies, sin embargo, solamente tres dominan en la estructura y fisonomía del bosque, por lo cual existen amplias diferencias entre la riqueza arbórea y la dominancia de especies, de esta forma *Quercus greggii*, es una especie dominante,

en el bosque donde se presenta, al grado de que aporta 65% de la densidad total y aun cuando tal especie no desarrolla troncos muy gruesos, ocupa 31% del valor de área basal total. El área basal está influenciada por la presencia de diámetros bajos (mayor densidad en diámetros de 10 cm), aún cuando la especie tenga una alta densidad. Los valores de importancia de *Quercus greggii*, *Quercus saltillensis* y *Q. laeta* son resultado de alta densidad y frecuencia de individuos con diámetros menores, y una área basal baja. En contraste, la importancia de *Q. mexicana* y *Pinus greggii* resulta de un área basal alta debido a la presencia de individuos con diámetros mayores pero con baja densidad. *Pinus greggii* es una conífera frecuente en los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, su alta área basal determina su posición entre las especies con valores de importancia asimismo altos, superando a *Quercus saltillensis*, *Q. rugosa* y *Q. grisea* los cuales presentan mayor densidad.

El promedio de regeneración para las dos asociaciones es 157 individuos ha^{-1} , mientras que de juveniles corresponde a 87 individuos ha^{-1} , lo cual se considera baja, comparado con los valores registrados para otros encinos de México. En el caso de los bosques subtropicales de la sierra de Manantlán, Jalisco (Saldaña y Jardel, 1991) donde se tiene una lectura media de regeneración de 197 individuos ha^{-1} . Eckelmann (1995) para bosques de encino - pino de Nuevo León menciona 1,200 individuos ha^{-1} , que contrasta con una regeneración de 8,000 a 20,000 individuos ha^{-1} para bosques de pino-encino de los Altos de Chiapas (Galindo *et al.*, 2002); por lo que la estructura en estas clases de edad presenta fuertes diferencias en comparación con el arbolado adulto, densidad que puede estar limitada tanto por la competencia debido a la abundancia de herbáceas y arbustivas, así como por la presencia de herbívoros y escasa producción de semillas por las especies.

En los bosques de encino con mayor humedad el estrato arbustivo presenta una mayor abundancia, el cual está dominado por los géneros *Ageratina*, *Garrya* y *Salvia*, especies calificadas de afinidad esciófila, las cuales con la apertura del dosel desaparecen o son sustituidas por arbustos xéricos propios del matorral de rosáceas y matorral rosetófilo.

Los bosques con algún tipo de disturbio, presentan mayor apertura del dosel (Ramírez, *et al.*, 2001), por lo cual en la sierra de Zapalinamé estos espacios tienen condición de aridez, pronto colonizados por matorrales xerófilos, bajo las variantes de matorral de rosáceas y matorral de encinos (Arce y Marroquín, 1985). Tales comunidades se desarrollan en sitios adyacentes al bosque; leñosas de la familia Rosaceae y encinos como *Quercus striatula* y *Q. pringlei*, dominan el estrato arbustivo, además de existir elementos de los géneros *Agave*, *Yucca* y *Opuntia*. Estos son resistentes al fuego y se adaptan a las áreas impactadas, lo que ocasiona que las arbustivas dominen sobre los juveniles e impidan el establecimiento de renuevos de encino. En los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, este efecto es más notable, por lo cual la cobertura alta y densidad alta de los arbustos sugieren que éstos tienden a ser reemplazados en el mediano plazo por matorrales, situación similar ha sido documentada por Casas *et al.* (1995) para algunos bosques de encino de Durango, México. El estrato arbustivo actual posee una elevada densidad de elementos, en particular *Ageratina* spp., *Garrya glaberrima* y *Salvia regla* que, asociadas a los bosques de encino, demandan humedad y requieren doseles más cerrados. Ahora bien, debido a su abundancia representan competidores potenciales para el establecimiento de la regeneración.

La distribución de las categorías diamétricas del bosque de encino representa de manera aproximada una "J" invertida, característica de bosques incoetáneos o de edades no uniformes constituidos por árboles de varias clases diamétricas (Daniel *et al.*, 1982; Smith, 1986). Tal estructura señala que existe una mayor cantidad de diámetros de tamaño pequeño que de tamaño grande, donde se indica una escasa regeneración. Semejante distribución diamétrica es propia, además, de especies tolerantes a la sombra en bosques húmedos (Murphy y Farrar, 1988; Martínez y Álvarez, 1995). Las distribuciones diamétricas no ofrecen gran variación y en general los bosques tienen una alta densidad de individuos con diámetros pequeños y generalmente fustes torcidos, de los cuales se desconoce la clase de edad de las especies.

En los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé las observaciones sobre la regeneración de las especies arbóreas, indicaron una baja frecuencia y baja densidad de renuevos, por lo cual existe un deficiente reclutamiento de encinos. Esta condición prevalece en bosques de encino de México (Saldaña y Jardel, 1991; González *et al.*, 1993; Muller-Using, 1994; Casas *et al.*, 1995), de Norteamérica (Crow, 1988; Mensing, 1992) y Eurasia (Veetas, 2000); la escasa regeneración en los bosques se atribuye principalmente a la influencia del apacentamiento en el área protegida. Es importante mencionar que para el caso de los encinos se detectaron solamente rebrotes y muy pocas plántulas; resultados similares han sido documentados para bosques de Nuevo León (Eckelmann, 1995; Fisher y López, 1995). La regeneración de los encinos proviene de semillas además de brotes de troncos o rizomas de encinos sobremaduros (Zavala y García, 1997) siendo *Quercus greggii* el que presenta mayor tolerancia al disturbio y más capacidad de

regeneración a partir de rizomas o tallos, mientras que en *Q. mexicana* la regeneración está basada en plántulas, la que está regulada por la producción de bellotas (Zavala y García, 1997). La regeneración de encinos es muy sensible a las limitantes impuestas por el apacentamiento, el cual ocasiona el ramoneo de los brotes y el pisoteo (González *et al.*, 1993).

La distribución de la regeneración en los bosques está ligada a sitios que ofrecen condiciones ambientales favorables y además de que se restringe a sitios que no están sujetos a disturbio (Vetaas, 2000). Las escasas plántulas de encino se localizaron en los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, donde el dosel es más denso, por lo que se tiene mayor humedad, además de que no han ocurrido incendios y es menor la presión del apacentamiento.

El macizo montañoso donde se desarrollan tales bosques se localiza en la zona de transición con el desierto chihuahuense; se caracteriza por recibir una escasa precipitación pluvial (Anónimo, 1998), aunado a periodos recientes de sequía que ocasionan una menor disponibilidad de humedad. Lo anterior repercute en la fructificación de las especies, en su baja viabilidad de semillas (por el ataque de insectos) afectando la regeneración de encinos (Casas *et al.*, 1995).

El Disturbio Antropogénico en los Bosques de Encino de la Sierra de Zapalinamé y su Impacto en la Estructura y Composición de Especies

El bosque de encino ha sufrido modificaciones tanto en superficie como en distribución, debido principalmente a la presión antropogénica y a los incendios (Portes, 2001). En algunas áreas de la sierra son de tipo secundario, mantenidos así

por el constante disturbio. La permanencia de la mayoría de los encinos en los bosques es parcialmente favorecida por su alta tolerancia al fuego (Abrams, 1992), debido a que poseen corteza gruesa, resistente, y a la capacidad de generar rebrotes a partir de tocones, raíces y tallos maduros (Spurr y Barnes, 1982; Zavala, 2000). Sin embargo, esto no garantiza su regeneración, ya que después de un incendio se propician condiciones microclimáticas y de disponibilidad de nutrientes (Hobbs y Huenneke, 1992) que favorece la invasión y el establecimiento de arbustos, así como de herbáceas anuales y zacates (Ramírez *et al.*, 2001), por lo que el fuego es un factor que incrementa las posibilidades de invasión de especies tolerantes a tal disturbio (Hobbs y Huenneke, 1992). Su efecto en la composición de especies y estructura varía dependiendo de la intensidad y frecuencia (Rzedowski, 1978; Attiwill, 1994). En los bosques de Zapalinamé que han sido impactados por incendios superficiales se ha favorecido la presencia de un estrato herbáceo denso dominado por *Smallanthus uvedalius*, *Heliopsis parvifolia* y *Cologania pallida* además de *Astragalus greggii*. Ahora bien, debido a la abundancia de herbáceas y arbustos, se ocasiona una fuerte competencia que impide el establecimiento de la regeneración. Es bien sabido que algunos encinos estimulan sus rebrotes a raíz de los incendios, sin embargo, otras especies no dependen de rebrotes para su regeneración, por lo que el fuego puede ser perjudicial para las plántulas (Zavala, 2000). En los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* los incendios ocurridos recientemente han ocasionado, además, la fragmentación de la comunidad.

Debido a la disponibilidad de forraje en las áreas incendiadas pronto se efectúa el apacentamiento, el cual ocasiona el ramoneo y eliminación de la regeneración, impidiendo su establecimiento, además de que tal disturbio contribuye

a la invasión de hierbas y zacates anuales de tipo ruderal las que son dispersadas por el ganado (Pettit *et al.*, 1995). Este compacta y/o remueve el suelo, creando un hábitat propicio para el establecimiento de especies invasoras (Hobbs y Huenneke, 1992). En los bosques de encino, al igual que en otras comunidades el apacentamiento ha modificado la composición de especies y la estructura de la vegetación, favoreciendo el establecimiento de herbáceas adaptadas a altos niveles de disturbio (Pettit *et al.*, 1995). Se detectaron algunas especies ruderales de los géneros *Solidago*, *Bidens*, *Taraxacum*, *Asphodelus*, *Oenothera* y *Physalis*; actualmente son poco abundantes, sin embargo, de continuar con el libre ramoneo, además de los impactos como el ocasionado por la recreación mal planificada y la expansión de la zona urbana, estas malezas podrán ser más abundantes ya que están adaptadas a elevados niveles, cambiar la composición de especies y reemplazar a las nativas del bosque (Vetaas, 1997).

El apacentamiento extensivo de bovinos es común en los bosques de México (Challenger, 1998), sin embargo, su efecto ecológico ha sido escasamente estudiado (Hernández *et al.*, 2000). En el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* el apacentamiento de bovinos es el principal agente de disturbio, mientras que en el bosque de *Q. saltillensis* - *Q. laeta* existe mayor presión por caprinos, limpiando el establecimiento de la regeneración. Los rebrotes de encinos desde las primeras etapas de desarrollo son ramoneados, sobre todo en épocas de sequía, asimismo los renuevos y plántulas mostraron huellas de ramoneo. De continuar el sobreapacentamiento en los bosques, en el largo plazo, causaría deforestación y ocasionaría pérdida de su diversidad biológica; se ha demostrado que el apacentamiento promueve tal efecto (Fleischner, 1994; Hernández *et al.*, 2000).

La asociación de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* es la más afectada por disturbios antropogénicos, debido a que se desarrolla en laderas medias y bajas elevaciones, cercanas a la zona urbana. Aquí también es frecuente el apacentamiento de caprinos, además de que en algunas áreas han ocurrido incendios superficiales recientes (Portes, 2001). Se dañó la regeneración y eliminó parte del arbolado maduro. El disturbio antropogénico, aún sin la apertura del dosel, puede modificar los patrones de reclutamiento del arbolado (Ramírez *et al.*, 2001).

La asociación dominada por *Quercus greggii* - *Q. mexicana* es la más representativa del bosque de encino; se desarrolla en el fondo del cañón de San Lorenzo, en donde anteriormente existían corrientes de agua permanentes. Debido a la extracción excesiva (Portes, 2001), éstas han desaparecido, ocasionando el debilitamiento del bosque y la afectación en su dinámica.

Como consecuencia del disturbio ocasionado hacia tales bosques, en sitios muy localizados, los encinos presentan una elevada abundancia de hemiparásitas (muérdago), relacionada con indicios de perturbación de los bosques (Rzedowski, 1978; Casas *et al.*, 1995). De igual manera que en los encinares de México (Rzedowski, 1978), las especies más comunes en el área pertenecen al género *Phoradendron* siendo: *Phoradendron lanceolatum* y *P. tomentosum*, las cuales crecen principalmente sobre *Quercus mexicana* y *Q. grisea*; dependiendo del grado de infestación se ha ocasionado la muerte de arbolado maduro.

En bosques de clima templado la regeneración de encinos a partir de tocones y raíces, posterior a un disturbio, constituyen una parte importante en el inicio de la

sucesión secundaria (Rzedowski, 1978; Spurr y Barnes, 1982; Mensing, 1992), sin embargo, algunos encinares desaparecen porque las especies no resisten los incendios o bien por la falta de regeneración impidiendo que este pueda perpetuarse (Rzedowski, 1978; Zavala, 2000) los cuales son sustituidos por matorrales xéricos (Casas *et al.*, 1995) o zacatales secundarios (Rzedowski, 1978). En los bosques húmedos de Norteamérica el reemplazo de encinos por otras latifoliadas se debe a la eliminación (o supresión) de incendios (Abrams y Downs, 1990; Abrams, 1992), mientras que en las montañas del sureste mexicano la fuerte presión antropogénica (extracción selectiva de árboles para leña y madera, deforestación con fines agropecuarios y apacentamiento) han ocasionado que los encinares sean reemplazados por bosques de pino (González *et al.*, 1991; González *et al.*, 1995a; González y Ramírez, 1999), que ha ocasionado una disminución en la riqueza florística (González *et al.*, 1995b; Ramírez *et al.*, 2001). Además de que estos bosques se vuelven más xéricos, sufren modificaciones del sustrato y cambios en su estructura y composición de especies (González *et al.*, 1995b; Galindo *et al.*, 2002). Para bosques de clima templado semiseco, como los de la sierra de Zapalinamé, donde no existe competencia de especies caducifolias tolerantes a la sombra, se considera que los encinos pueden mantener sus poblaciones estables y no depender del fuego para su regeneración (Abrams, 1992). Sin embargo, aun cuando tales bosques no son "talados" y al no existir regeneración de las especies, pueden convertirse en bosques sobremaduros; aún y cuando existiera abundante regeneración de encinos, serían afectados debido al apacentamiento extensivo tanto de herbívoros domésticos (Mensing, 1992), como por los incendios por lo cual en el curso de la sucesión, como ya se dijo, tal comunidad puede ser reemplazada por matorrales xéricos.

El cambio en uso del suelo y la presión de las actividades humanas han ocasionado procesos de desertificación, aunado a la persistente sequía en la región (Portes, 2001). Esto propicia una tendencia general del avance de matorrales xéricos hacia los bosques de esta forma la sierra de Zapalinamé tiende a ser dominada por matorrales (Arce y Marroquín, 1985).

CONCLUSIONES

Los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé están integrados por dos asociaciones, claramente diferenciadas, tanto en su composición florística, como en sus atributos estructurales, atribuible a la variación de las condiciones ambientales. Los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* son los más abundantes y en menor proporción los de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*.

Tales bosques son de porte mediano y presentan diámetros de 9.86 cm. Cuatro son las especies estructuralmente importantes, tienen baja densidad y área basal; la media para tales especies es de 845 individuos ha^{-1} y 6.81 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ respectivamente.

Los bosques albergan el 63% del total de la flora (409 taxa) reportada para la sierra de Zapalinamé. La composición de especies está dominada por 171 herbáceas, cinco son ruderales, mientras que las leñosas están integradas por 68 especies, de éstas 74% corresponde a los arbustos.

La regeneración de los encinos es escasa, debido a las causas anotadas arriba, por lo que resulta insuficiente para reemplazar las poblaciones existentes de

las dos asociaciones estudiadas, en consecuencia el bosque aparentemente está siendo reemplazado por matorrales. En los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* se ha registrado un elevado incremento de leñosas arbustivas y ruderales, lo cual está ligado a un avanzado deterioro debido al sobreapacentamiento e incendios.

Los principales factores de disturbio del bosque de encino son el apacentamiento, los incendios y la extracción desmedida de agua, que han contribuido a disminuir su superficie y distribución. Debido a tal influencia la composición de especies y estructura de las asociaciones de encino durante sus procesos sucesionales han sido gradualmente modificadas, siendo en los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* donde se ha ocasionado mayor impacto, por lo cual tal comunidad es la más fragmentada.

LITERATURA CITADA

- Abrams, M.D. 1992. Fire and the development of oak forest. *Bioscience* 42: 346-353.
- Abrams, M.D. y J.A. Downs. 1990. Successional replacement of old-growth white oak by mixed mesophytic hardwoods in southwest Pennsylvania. *Can. J. For. Res.* 20: 1864-1870.
- Anónimo. 1983. Síntesis geográfica de Coahuila. México. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Secretaría de Programación y Presupuesto. 163 p.
- Anónimo. 1985. SAS user's guide: statistics. 5.0 edition, SAS Institute, Cary, North Carolina, U.S.A. Inc. 56 p.
- Anónimo. 1996. Decreto de la sierra de Zapalinamé como área natural protegida, con carácter de zona sujeta a conservación ecológica. Periódico Oficial del Gobierno de Coahuila. Tomo CIII. No. 83. Saltillo, Coah.

- Anónimo. 1998. Programa de Manejo de la zona sujeta a conservación ecológica "Sierra de Zapalinamé". Buenavista, Saltillo. Coah. 179 p.
- Arce, G. L. 1980. Adición al estudio de la vegetación y la flora del cañón de San Lorenzo, Saltillo, Coah., México. Tesis Fac. Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 92 p.
- Arce, G. L. y J. S. Marroquín. 1985. Las unidades fisonómico-florísticas del cañón de San Lorenzo, Saltillo, Coahuila, México. *Biotica* 10(4): 369-393.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manage.* 63:247-300.
- Briones, V.O. 1991. Sobre la flora, vegetación y fitogeografía de la sierra de San Carlos, Tamaulipas. *Acta Bot. Mex.* 16:15-44
- Brower, J.E., J.H. Zar and C.N. von Ende. 1990. Field and laboratory methods for general ecology. Wm. C. Brown Publ. 237 p.
- Casas, S. R., S. González E. y J. A. Tena F. 1995. Estructura y tendencias sucesionales en vegetación de clima templado semi-seco en Durango, México. *Madroño* 42(4): 501-515.
- Challenger, A. 1998. Utilización de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO - IB-UNAM - SIERRA MADRE. 813 p.
- Crow, T.R. 1988. Reproductive mode and mechanisms for self-replacement of northern red oak (*Quercus rubra*) - a review. *Forest Science* 34:19-40.
- Crow, T.R. 1992. Population dynamics and growth patterns for a cohort of northern red oak (*Quercus rubra*) seedlings. *Oecologia* 91(2): 192-200.
- Daniel, T.W., J.A. Helmes and F.S. Baker. 1982. Principios de silvicultura. Mc Graw Hill, México, D.F. 490 p.
- Digby, P.G. and R. A. Kempton, 1987. Multivariate analysis of ecological communities. Chapman & Hall, London. 206 p.
- Eckelmann, C. M. 1995. Regeneración y dinámica sucesional de un bosque de pino-encino en la Sierra Madre Oriental en el Noreste de México. en: Marroquín, J.S. (ed.), III Seminario nacional sobre utilización de encinos. UANL. Rep. Cient. No. Esp. 15. Tomo 1: 199-212 p. Linares, N.L.
- Encina, D. J. 1996. Distribución y aspectos ecológicos del género *Quercus* L. en el estado de Coahuila, México. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah., México 123 p.
- Espinosa, G.J. 2001. Fagaceae 81-91 p. in: J. Rzedowski y G. Calderón (eds.). Flora fanerogámica del valle de México. CONABIO - Instituto de Ecología, A.C. Pátzcuaro, Mich. 1406 p.

- Estrada, C.E. 1998. Ecología del Matorral Submontano en el Estado de Nuevo León, México. Tesis doctoral. Fac. de Zootecnia. Univ. Autónoma de Chihuahua. 190 p.
- Figueroa, R. B. L. y M. Olvera V. 2000. Dinámica de la composición de especies en bosques de *Quercus crassipes* H. & B. en Cerro Grande, sierra de Manantlán, México. *Agrociencia* 34: 91-98.
- Fisher, M. y R. López A. 1995. Observaciones sobre la regeneración de dos especies de encinos en Santa Rosa, Iturbide, N.L. En: Marroquín, J.S. (ed.), III Seminario nacional sobre utilización de encinos. UANL. Rep. Cient. No. Esp. 15. Tomo 1: 234-237 p. Linares, N.L.
- Fleischner, T.L. 1994. Ecological cost of livestock grazing in western North America. *Conserv. Biol.* 8: 629-644.
- Galindo J. L., M. González E. and P. Quintana A. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, México. *Plant Ecology* 162 (2): 259-272.
- González, E. M., P. Quintana A., N. Ramírez M. and P. Gaytán G. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus* - *Quercus* forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *J. Veg. Sci.* 2:351-360.
- González, E.M., N. Ramírez M., P. Quintana A. y M. Martínez I. 1995a. La utilización de encinos y la conservación de la biodiversidad en Los Altos de Chiapas, en: Marroquín, J.S. (ed.), III Seminario nacional sobre utilización de encinos. UANL. Rep. Cient. No. Esp. 15. Tomo 1: 183-197 p. Linares, N.L.
- González, E.M., S. Ochoa G., N. Ramírez M. and P. Quintana A. 1995b. Current land-use trend and conservation of old-growth forest habitats in the highlands of Chiapas, Mexico. In: Wilson, M.A. y S.A. Sader (eds.). *Conservation of Neotropical Migratory Birds in Mexico*. Maine Agric. For. Exper. Stat. Misc. Publ. 727: 190-198.
- González, E.M. y N. Ramírez M. 1999. El disturbio antrópico y la conservación y restauración de los bosques en los Altos de Chiapas, México. Simposio sobre Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales en México. Sociedad Botánica de México, A.C. 15 p.
- González, E. S., M. González E. y A. Cortés O. 1993. Vegetación de la reserva de la biosfera "La Michilía", Durango, México. *Acta Bot. Mex.* 22: 1-104.
- Hobbs, R.J. and L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6:324-337.
- Hernández, V. G., L.R. Sánchez V., T.F. Carmona V., M.R. Pineda L. y R. Cuevas G. 2000. Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la sierra de Manantlán. *Madera y Bosques* 6 (2): 13-28.

- Jardel, P.E. 1986. Efecto de la explotación forestal en la estructura y regeneración del bosque de coníferas de la vertiente oriental del Cofre de Perote, Ver., México. *Biotica* 2(4): 247-270.
- Jardel, P.E. 1991. Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de ciencia* 22:9-26.
- Jardel, P.E. y L. R. Sánchez V. 1989. La sucesión forestal: fundamento ecológico de la silvicultura. *Ciencia y Desarrollo* 14(84): 33-43.
- Ludwing, J.A. and J.F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley and Sons. New York. 337 p.
- Manly, B.F. 1986. *Multivariate methods*. Chapman & Hall, London. 159 p.
- Margules, C.R. and M.B. Usher 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conserv.* 21:79-109.
- Marroquín, J.S. 1976. Vegetación y florística del nordeste de México. I. Aspectos sinecológicos en Coahuila. *Rev. Soc. Mex. de Hist. Nat.* 36: 69-101.
- Martínez, R.M. y E. Álvarez B. 1995. Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 56: 121-153.
- Medina, B. R. 1983. Delimitación de sitios circulares de muestreo en investigación forestal. *Ciencia Forestal* 8(43): 3-25.
- Meganck, R.A., J. Carrera L., F. Rodríguez C. y V. Serrato C. 1981. Plan de Manejo para el uso múltiple del cañón de San Lorenzo. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Organización de los Estados Americanos (OEA). Saltillo, Coah. 129 p.
- Mensing, S.A. 1992. The impact of the European settlement on blue oak (*Quercus douglasii*) regeneration and recruitment in the Tehachapi Mountains, California. *Madroño* 39(1): 36-46.
- Montalvo, J., C. Levassor, M.A. Casado and F.D. Pineda. 1993. Stability of ecological systems: variation trends and control mechanisms in Mediterranean grasslands. *Pirineos* 141-142:35-46.
- Muller, C.H. 1947. Vegetation and climate of Coahuila. *Madroño* 9:33-57.
- Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons. Inc., New York. 547 p.
- Muller-Using, B. 1994. Contribuciones al conocimiento de los bosques de Encino y Pino-Encino en el Noreste de México. Reporte Científico No. Especial 14. Fac. de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L. 181 p.

- Murphy, P.A. and R.M. Farrar. 1988. A framework for stand structure projection of uneven-aged loblolly - short leaf pine stands. *For. Sci.* 34: 321-332.
- Nixon, K.C. 1993. The genus *Quercus* in Mexico. Chapter 16: 447-458 p. In: Ramamoorthy, T.P., R. Bye, A. Lot and J. Fa (eds.). *Biological Diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press. New York. 812 p.
- Olvera, V., M., S. Moreno G. y B. Figueroa R. 1996. Sitios permanentes para la investigación silvícola. Manual para su establecimiento. Libros del Instituto Manantlán. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jal. 55 p.
- Pettit, N.E., F. Raymond H. and L. Phillip G. 1995. Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. *J. Veg. Sci.* 6: 121-130.
- Portes, V. L. 1996. Análisis de los cambios de usos del suelo en la sierra Zapalinamé. Municipios de Arteaga y Saltillo, Coah. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah., México 110 p.
- Portes, V.L. 2001. Evaluación del cambio de uso de suelo y del paisaje regional en la sierra de Zapalinamé. *Sociedades rurales, producción y medio ambiente* 2(1): 41-51.
- Puig, H., R. Bracho y V. J. Sosa. 1987. El bosque mesófilo de montaña: composición florística y estructura. Pp. 55 - 79. In: H. Puig y R. Bracho (eds.). *El bosque mesófilo de montaña de Tamaulipas*. Publ. Instituto de Ecología, México, D.F.
- Quintana, A.P., M. González E. and N. Ramírez M. 1992. Acorn removal, seedling survivorship and seedling growth of *Quercus crispipilis* in successional forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *Bull. Torrey Bot. Club.* 119: 6-18.
- Ramírez, M., J. C. 1998. Un sistema de información geográfica para la identificación de los determinantes de la vegetación y usos del suelo en la sierra de Zapalinamé, Coah., México. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah., México 103 p.
- Ramírez, M. N., M. González E. and G. Williams L. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forest in Chiapas, México. *For. Ecol. Manage.* 154: 311-326.
- Ruiz, H. C., J. Meave y J.L. Contreras. 2000. El bosque mesófilo de la región de Puerto Soledad (Oaxaca), México: Análisis estructural. *Bol. Soc. Bot. de Mex.* 65:23-37.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. México, D.F. 432 p.

- Rzedowski, J., L. Vela G. y X. Madrigal S. 1977. Algunas consideraciones acerca de la dinámica de los bosques de coníferas en México. *Ciencia Forestal* 2(5): 15-35.
- Rzedowski, J. 2001. Relaciones geográficas y posibles orígenes de la flora. 24-29 p. in: J. Rzedowski y G. Calderón (eds.). *Flora fanerogámica del valle de México*. CONABIO - Instituto de Ecología, A.C. Pátzcuaro, Mich. 1406 p.
- Saldaña, A. A., y E.J. Jardel P. 1991. Regeneración natural del estrato arbóreo de bosques subtropicales de montaña en la sierra de Manantlán, México, estudios preliminares. *Biotam* 3(3): 36-50.
- Santiago, P.A. y E. J. Jardel. 1993. Composición y estructura del bosque mesófilo de montaña en la sierra de Manantlán, Jalisco-Colima. *Biotam* 5(2):13-26.
- Sork, V.L., J. Bambrle and O. Sexton. 1993. Ecology of mast-fruiting in three species of North American deciduous oaks. *Ecology* 74 (2): 528-541.
- Smith, D.M. 1986. *The practice of silviculture*. John Wiley & Sons, Inc., New York. 527 p.
- Spurr, S. H. y B. V. Barnes. 1982. *Ecología Forestal*. AGT Editor. México. 690 p.
- Valdés, T.V. y M.L. Aguilar. 1983. El género *Quercus* en las unidades fisonómico-florísticas del municipio de Santiago, N.L. México. INIF-SARH. México. Bol. Téc. No. 98. 94 p.
- Vásquez, G. J.A. and T.J. Givnish. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the sierra de Manantlán. *Journal of Ecology* 86:999-1020.
- Vetaas, O.R. 1997. The effect of canopy disturbance on species richness in a central Himalayan oak forest. *Plant Ecology* 132:29-38.
- Vetaas, O.R. 2000. The effect of environmental factor on the regeneration of *Quercus semecarpifolia* Sm. in Central Himalaya, Nepal. *Plant ecology* 146 (2): 137-144.
- Villarreal, J.A. 1994. Flora vascular de la sierra de la Paila, Coahuila, México. *Sida* 16(1):109-138.
- Villarreal, J.A. 2001. Listados florísticos de México. XXIII Flora de Coahuila. UNAM, Instituto de Biología. 137 p.
- Ward, J. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236-244.

- White, P.S. and S.T.A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. Pp 3-13. In: Pickett, S.T.A. and P.S. White, (editors). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, FL.
- Wood, S., G. Harper, E. Muldavin and P. Neville. 1999. Vegetation map of the sierra del Carmen, U.S.A. and Mexico. USGS, NWRC and NPS. 143 pp.
- Zar, J.H. 1984. Bioestatistical Analysis. 2a ed. Prentice Hall. New York. 718 p.
- Zavala, F. 1995. Encinos Hidalguenses. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, Edo. de México. 133 p.
- Zavala, F. y E. García M. 1996. Frutos y semillas de encinos. Dirección de Difusión Cultural. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México. 53 p.
- Zavala, F. y E. García M. 1997. Plántulas y rebrotes en la regeneración de encinos en la sierra de Pachuca, Hidalgo. Agrociencia 31: 323-329.
- Zavala, F. 2000. El fuego y la presencia de encinos. Ciencia Ergo Sum 7(3): 269-276.

CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA Y DIVERSIDAD DE LOS BOSQUES DE ENCINO DE LA SIERRA DE ZAPALINAMÉ, COAHUILA, MÉXICO ¹

RESUMEN

La sierra de Zapalinamé es un área natural protegida del sureste de Coahuila, en la transición entre el Desierto Chihuahuense y la Sierra Madre Oriental. En sus cañones, donde el clima es templado subhúmedo y templado semiseco, se desarrollan bosques de encino. Con la finalidad de caracterizar algunos aspectos ecológicos y diversidad de especies, se establecieron sitios circulares de 500m², donde se tomó información sobre la densidad, diámetro y cobertura de leñosas, además de frecuencia de herbáceas. La ordenación de los bosques de encino se obtuvo a través de la aplicación de técnicas multivariadas utilizando el programa CANOCO. Se utilizó la densidad de leñosas y la frecuencia de todos los gremios de plantas para calcular el índice de diversidad de Shannon - Weiner, mientras que la relación entre la diversidad - riqueza de leñosas y las variables ambientales se analizó mediante regresión lineal. Se reconocen dos asociaciones del encinar: bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* y el de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, los cuales se desarrollan en un intervalo altitudinal de 2,000 a 2,600 m. La precipitación y la temperatura medias son de 324 mm y 16°C respectivamente. Los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* presentan el más alto índice de

¹ Presentación de acuerdo al formato de la revista Acta Botánica Mexicana.

diversidad, así como la mayor riqueza de herbáceas y arbustos, debido a las condiciones ambientales particulares, a la mayor incidencia de disturbios antropogénicos y a la infiltración de especies del matorral de rosáceas. Se analiza el patrón de diversidad de las especies y su relación con algunos gradientes ambientales, donde se indica que su diversidad y riqueza disminuyen con el aumento de altitud y precipitación, sin embargo, aumentan con el incremento de la temperatura. En los encinares existe una marcada variación en cuanto a la riqueza de especies, siendo las herbáceas las más abundantes, seguidas por los arbustos y al final los árboles; así, su diversidad alfa promedio para las parcelas de muestreo es de 40 especies. Se considera que el patrón en la diversidad es el resultado de una combinación de procesos ecológicos, configuración espacial e historial de manejo del área protegida. Para la implementación de estrategias de conservación biológica se deberá considerar el control de los disturbios antropogénicos.

Palabras Clave: Bosque de encino, diversidad - riqueza de especies, altitud, disturbio antropogénico.

ABSTRACT

The sierra de Zapalinamé is a protected natural area lies at the southeastern Coahuila. It is a transitional area between the Chihuahuan Desert and the Sierra Madre Oriental. The oak forest grows in canyons with temperate climate. Some ecological aspects and the species diversity were evaluated using circular plots of

500 m² to obtain information about density, diameter of trees and density as well as coverage of shrubs and the herbs frequency. A multivariate analysis using CANOCO was used to set an ordination image of the oak forests. The woody plants density and frequency of all species were used to evaluate diversity through Shannon - Weiner's index. The relation between the diversity and some environmental factors was calculated through linear regression. Two associations are thus recognized: The *Quercus greggii* - *Q. mexicana* and the *Q. saltillensis* - *Q. laeta* association; they grow at 2,000 - 2600 m of altitude. The annual average precipitation is 324 mm and the annual average temperature is 16°C. The *Q. saltillensis* - *Q. laeta* forest were the most diverse, its shrubs and herbs richness is due to the particular environmental conditions, incidence of human disturbance and the infiltration species from a neighbor dense growth of Rosaceae. The relation between environmental conditions and pattern diversity is analyzed. The diversity of species decreases with altitude and precipitation increases, however diversity increases under higher temperature. The oak forest showed an important diversity variation, the herbs were more abundant, then the shrubs and finally the trees. The alfa diversity has an average of 40 plants per plot. The diversity pattern is a result of a combination of ecological processes, special configurations and historical management for the area. In order to undertake a conservation strategy, control of anthropogenic disturbance must be considered.

Key words: oak forest, plant diversity, plant richness, altitude, human disturbance.

INTRODUCCIÓN

México es el tercer país con mayor diversidad biológica en el mundo (Toledo y Ordoñez, 1993), debido a su ubicación geográfica y a la combinación de una variedad de condiciones fisiográficas y climáticas, además de su compleja historia geológica (Rzedowski, 1978; Flores y Gerez, 1994). En lo que respecta a su flora fanerogámica, con excepcional diversificación, se estima conservadoramente en 22,000 especies. Los bosques de coníferas y de encino ocupan 21% de la superficie del país y tienen una riqueza florística de 7,000 especies, de las cuales 70% son endémicas (Rzedowski, 1991), razón por la que es la comunidad terrestre con mayor riqueza de taxa endémicos (Toledo y Ordoñez, 1993).

La diversidad de especies no es sinónimo de diversidad ecológica; esta última abarca diferentes tipos, por lo que puede referirse a diversidad de especies, de amplitud de nicho y de hábitat (Magurran, 1988). El concepto de diversidad de especies es a menudo polémico (Peet, 1974), por lo cual existe confusión en la terminología utilizada, sin existir una definición comprensiva (Hulbert, 1971; DeJong, 1975; Peet, 1975) y generalmente se refiere al número de especies de una comunidad y a la distribución de los individuos, esto es, considerando la abundancia proporcional de las especies (Ross, 1972; Lugwing y Reynolds, 1988), aparte de ser indicador del buen funcionamiento del ecosistema (Magurrán 1988). Según MacArthur (1965) la diversidad en la composición de especies está relacionada con el grado de estabilidad de una comunidad, por lo que Brower *et al.* (1990) consideran que entre más elevada sea su diversidad resultan más complejas, sin

embargo, diversos autores han reconocido que el disturbio puede incrementar la riqueza de especies (Connell, 1979, Houston, 1979). La diversidad está integrada por dos componentes i) riqueza de especies o número de especies en la comunidad y ii) equitatividad (igualdad), esto es, en que medida las especies son abundantes por igual (Peet, 1974; Magurrán 1988).

Los bosques templados, tropicales y matorrales de climas secos del hemisferio norte están ampliamente distribuidos en los macizos montañosos de México. Los bosques de encino cubren aproximadamente 5.5% de la superficie total del país, encontrándose la mayor diversidad de especies del género *Quercus* en un intervalo altitudinal entre 1,200 y 2,800 m (Rzedowski, 1978).

México es el centro de diversidad de los encinos en el hemisferio occidental, donde existen entre 135-150 especies registradas, de éstas 86 (64%) son endémicas (Nixon, 1993a). Para el estado de Coahuila se citan 30 taxa de los cuales 14 se distribuyen en la sierra de Zapalinamé y siete de estos encinos forman comunidades boscosas (Encina, 1996).

Los encinos ofrecen una extensa amplitud ecológica. En México constituyen el principal componente fisonómico de los bosques de encino, pino-encino y mesófilo de montaña (Rzedowski, 1978; Nixon, 1993a). Los encinares presentan en su composición florística una mezcla de elementos neotropicales y holárticos (en porcentajes más o menos equivalentes) y con una participación un poco menos significativa de géneros autóctonos (Rzedowski, 1978).

En México existe cada vez más información acerca de la ecología de los bosques de *Quercus*, a pesar de que habían recibido escasa atención, debido a su escaso potencial económico, quizás por las características de su madera y las dificultades tecnológicas para su aprovechamiento (Zavala, 1990). En la actualidad los ecosistemas terrestres de México presentan una drástica alteración y una reducción en su superficie original (Toledo y Ordoñez, 1993). Tal degradación ecológica ha afectado a los encinares, por lo que algunos bosques han desaparecido debido a su aprovechamiento irracional o cambio en el uso del suelo, mientras que otros revelan fuertes daños en su estructura, lo cual ha afectado la dinámica de esta vegetación (Rzedowski, 1978; González *et al.*, 1991, 1995; Challenger, 1998). Ante esta situación Rzedowski (1978) considera fomentar la conservación de los encinares, en especial donde su presencia es necesaria para preservar el equilibrio ecológico de las cuencas. Aún cuando de estos bosques se obtengan escasos bienes económicos tangibles, su presencia proporciona mayores beneficios ecológicos.

La sierra de Zapalinamé es un área protegida, bajo la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica, decretada por el gobierno del estado de Coahuila (Anónimo, 1996); tiene como justificación principal la protección, conservación y uso sustentable de los recursos naturales de la región. Los objetivos centrales de la reserva son la recarga de acuíferos que abastecen de agua a la ciudad de Saltillo, así como la conservación de la biodiversidad (Anónimo, 1988). Tal macizo montañoso ofrece un variado mosaico de microambientes, debido a su topografía irregular, lo que ha favorecido el establecimiento de un elevado número de especies (Arce y Marroquín, 1985).

Por lo anterior, se considera que es fundamental fomentar el conocimiento ecológico de las comunidades vegetales del área natural protegida. Como parte de esta investigación, es necesario conocer aspectos básicos de la florística y de los requerimientos ecológicos del bosque como unidad, con la finalidad de restaurar las áreas ya impactadas y desarrollar programas de manejo sustentables y así garantizar la conservación de la diversidad biológica del macizo montañoso.

Surge pues, el siguiente objetivo general: Determinar y analizar la diversidad florística, así como la distribución y algunos aspectos ecológicos de los bosques de encino en la sierra de Zapalinamé. Quedan así planteadas las bases para el tratamiento sinecológico de la zona sujeta a conservación ecológica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio²

La sierra de Zapalinamé es una estribación de la Sierra Madre Oriental, se localiza en el sureste del estado de Coahuila, abarca parte de los municipios de Saltillo y Arteaga y queda inmediatamente aledaña a la ciudad de Saltillo. Se ubica entre los 25° 15' 00" - 25° 25' 58.35" Latitud norte y entre los 100° 47' 14.5" - 101° 05' 3.8" de Longitud oeste (Figura 1). Al norte y este colinda con la carretera 57 (México - Piedras Negras), al oeste con la carretera 54 (Saltillo - Zacatecas) y al sur está limitada por la coordenada de latitud 25° 15'.

² Con base en Anónimo (1983) y Anónimo (1998).

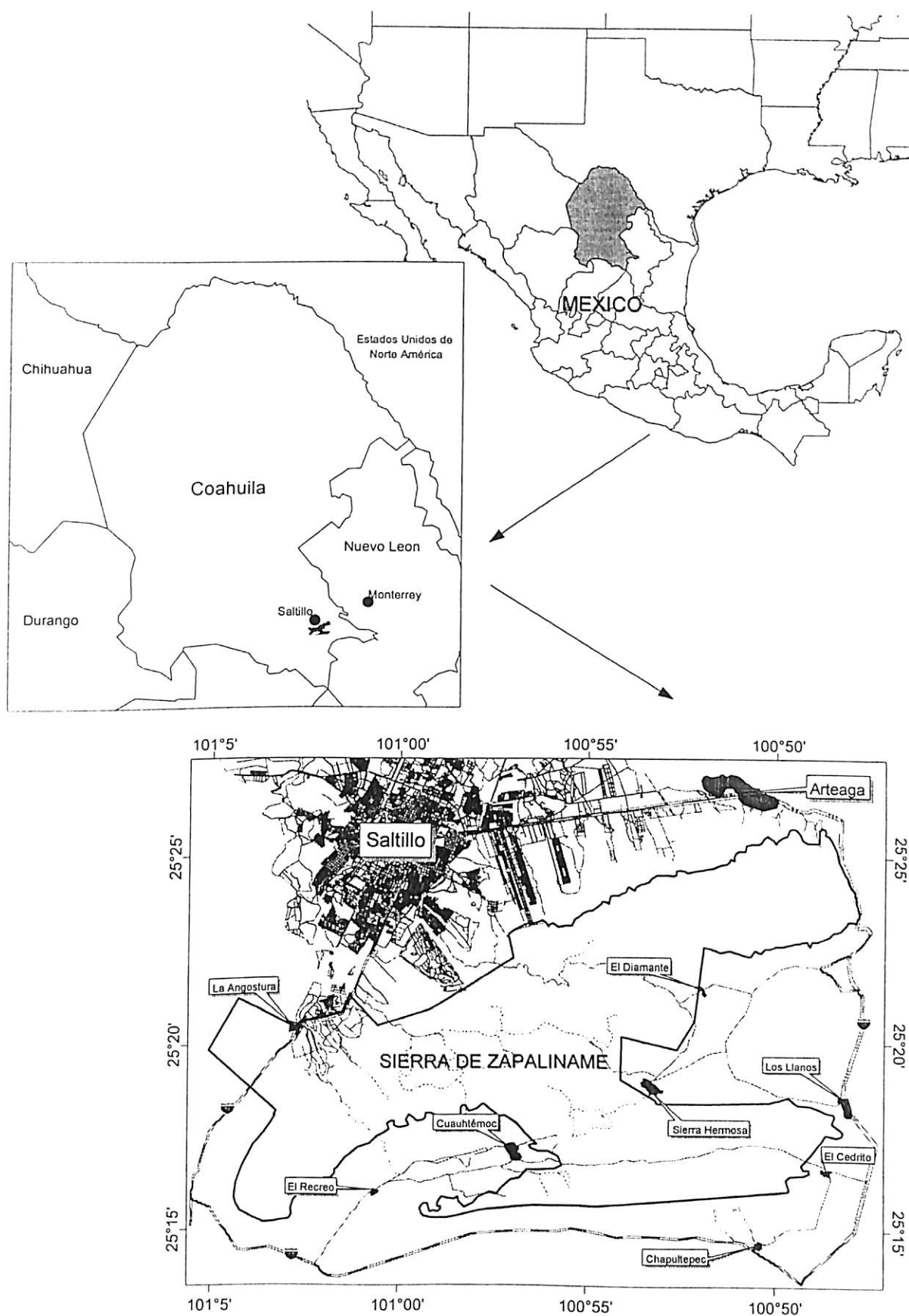


Figura 1. Ubicación del área de estudio: Sierra de Zapalinamé.

Fisiografía

La región pertenece a la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental, la cual se extiende desde el centro del país hasta el extremo sureste de Coahuila, con ubicación en la Subprovincia de la Gran Sierra Plegada. El macizo incluye sinclinales (valles, planicies) y anticlinales (elevaciones plegadas). Las sierras generalmente se encuentran disectadas por cañones y pendientes abruptas. La orientación de los pliegues transversales es de este a oeste, las altitudes van de 1,590 m en el pie de monte, hasta los 2,200 m en los valles intermontanos, alcanzando su mayor elevación en el Cerro El Penitente a 3,140 m. La zona montañosa es un área fracturada, con topografía accidentada, cuyos anticlinales ofrecen perfiles (crestas) aserrados debido a la intensidad del plegamiento y a la erosión natural que modela el paisaje.

Geología y Suelos

La región se ubica en la unidad geotectónica denominada Provincia Geológica de la Sierra Madre Oriental. Las rocas que afloran en el área son en su totalidad sedimentarias marinas del Jurásico y Cretácico. Los suelos aluviales ocupan casi 30%, las rocas calizas, tan características, ocupan 43% del área; también se pueden encontrar areniscas y conglomerados, que ocupan 17% y en menor grado existen lutitas, brechas, travertino, materiales de tipo arcilloso, clástico y carbonatado.

Los suelos que se presentan en el área como se dijo anteriormente son en su mayoría aluviales, de componentes calcáreo arcillosos, constituidos por gravas, arenas y arcillas sin consolidar su espesor, de profundidad variable que constituyen planicies con abanicos aluviales al pie del macizo. Existen abundantes afloramientos

rocosos que se alternan con áreas de suelos someros. En los valles los suelos son aluviales, profundos, con buen drenaje y de fertilidad moderada a alta. Por su carácter de zona de montaña, abundan los litosoles y rendzinas, constituyendo ambos casi 80% de la superficie del área. Las unidades y subunidades de suelos que se tienen para el macizo montañoso son: litosoles, menores a 10 cm de profundidad que sobreyacen a la roca, tepetate o caliche cementado, que representa 49% del área. Los suelos de tipo rendzina son oscuros, pedregosos y someros, con una capa superficial de humus fértil, sobre roca caliza o material rico en cal; se les encuentra en el pie de monte y valles, representan el 29%. En menor proporción aún se localizan los xerosol cálcico con 4.47 por ciento y feozem calcárico con 4.42 por ciento.

Clima

El área de estudio se caracteriza en general por poseer un clima semiárido en las partes bajas de la zona y templado en las altas. El clima del área se clasifica como BSokw"(e), seco, templado cálido, semifrío, con temperatura media anual entre 5 y 12°C, la del mes más frío entre -3°C y 18°C y la del mes más caliente mayor a 18°C, con una oscilación térmica de entre 7 y 14°C.

El promedio de precipitación para el área es de 498 mm, las lluvias son de tipo convectivo, coincidiendo con los meses calientes del año. Durante los meses secos (Octubre-Abril) tiene una variación mensual entre 6 y 36 mm y durante los meses húmedos (Mayo-Septiembre) el promedio mensual es de 78 mm. Por el bajo grado de humedad que predomina en el área, el tipo de clima es principalmente árido, a pesar de que la región se encuentra en una zona de transición entre el

Desierto Chihuahuense y la Sierra Madre Oriental, hacia la parte sur es semiárido y al sureste llega a ser subhúmedo. La orografía y la topografía del área provocan diferencias marcadas de la precipitación en relación con la altitud y la exposición. Por su temperatura el clima es semiárido, varía a templado en las partes altas del macizo, donde la temperatura media anual oscila de 16 a 19°C.

Vegetación

La sierra de Zapalinamé ofrece una topografía accidentada con variantes climáticas, edáficas, altitudinales y de exposición que determinan cambios en la cubierta vegetal. Arce y Marroquín (1985) realizan un estudio detallado de los tipos de vegetación de una parte del macizo montañoso, en el que su clasificación da pie a una nomenclatura local, mediante la que describen 11 fitocenosis.

En general la cubierta vegetal de las áreas con exposición sur, está representada por matorrales rosetófilo y micrófilo. En las partes altas la vegetación está integrada por bosque de pino y oyamel; en los cañones se localizan bosques de encino en las laderas bajas de exposición noroeste se presenta el matorral submontano de rosáceas (Marroquín, 1976). Los tipos de vegetación más abundantes son el bosque de pino que ocupa 14.09% de la superficie total del área protegida, el bosque de piñonero con 12.54% y el bosque de piñonero con matorral xerófilo tan sólo 9.55 por ciento.

En los cañones con mejores condiciones de humedad se desarrollan bosques de encino (Arce y Marroquín, 1985); éstos comprenden comunidades de porte bajo, con alturas entre 5 y 10 m, de distribución irregular, con mayor frecuencia en

altitudes entre 2,200 y 2,400 m, sobre laderas medias y bajas. Predominan en exposiciones norte y oeste cuyas pendientes son mayores o iguales al 30%, con tendencia a desarrollarse sobre suelos someros y rocosos (Ramírez, 1998, Arce y Marroquín, 1985). El bosque mediano de encino se distribuye en la exposición noroeste de la sierra, integrado por *Quercus laceyi*, *Q. laeta* y *Q. saltillensis*, con alturas de 2 a 5 m, el estrato herbáceo es muy variable con alta diversidad de especies (Marroquín, 1976).

La sierra de Zapalinamé es considerada como uno de los centros de diversidad del género *Quercus* en Coahuila, debido a la variedad de hábitats, que favorecen su establecimiento, destacan *Quercus mexicana*, *Q. saltillensis*, *Q. laeta*, *Q. greggii* y *Q. rugosa*. Forman encinares puros o mixtos con especies de los géneros: *Garrya*, *Arbutus*, *Crataegus*, *Juniperus*, entre otros. Se integran de esta manera diferentes asociaciones (Encina, 1996).

Metodología

Diseño de Muestreo

Los bosques de encino fueron estratificados considerando dos asociaciones vegetales, para lo cual se utilizó la cartografía de Usos del Suelo y Vegetación (Anónimo, 1998). Posteriormente y con la finalidad de obtener la información de campo, se utilizó un diseño de muestreo estratificado aleatorio.

Se definieron los dos estratos como 1) Frente de la sierra de Zapalinamé (que incluye las localidades de Lomas de Lourdes y Camino del Cuatro) y, 2) Cañón de

San Lorenzo (Cañones de San Lorenzo, Santa Rosa - Los Aguajes). Se levantaron 66 sitios de muestreo a través de los bosques de encino. Su establecimiento en campo se realizó siguiendo la compensación por pendiente de acuerdo con Medina (1983). Las unidades de muestreo se ubicaron a una equidistancia entre sitios de 200 m, a través de gradientes altitudinales, en los cañones donde hay bosques de encino.

Medición de la Vegetación

Para realizar la medición se utilizó el método con parcela (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). Los sitios de muestreo fueron circulares con un área de 500m² (Olvera, *et al.*, 1996) donde se cuantificaron las especies leñosas (arbustivas y arbóreas), en los árboles se determinó el diámetro a 1.30 m y en arbustos la cobertura. Para el estrato herbáceo solamente se registraron las especies presentes en el sitio de 500 m².

Caracterización Físico-Biológica de los Sitios de Muestreo

En las comunidades muestreadas se tomó información sobre la asociación de especies vegetales, apertura del dosel (cualitativa), además de aspectos fisiográficos del sitio como altitud (tomada de un altímetro-barómetro); pendiente (a través de utilizar la pistola Haga); posición topográfica, con respecto a un plano horizontal de referencia; exposición topográfica, tomada con una brújula y profundidad del suelo, utilizando una barrena de 1.5 m.

El listado florístico se preparó con base en colectas de material botánico realizadas en el área de estudio. Los ejemplares colectados fueron herborizados,

identificados y posteriormente incluidos en la colección del herbario de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (ANSM).

Cálculos Derivados de la Medición de la Vegetación

La información de campo sirvió para calcular los atributos de la vegetación. Cada especie de los estratos arbustivo y arbóreo, posee valores de su densidad, cobertura o área basal y frecuencia dentro de las asociaciones del bosque de encino. Con la suma de tales valores relativos se calculó el Índice de dominancia relativa o valor de importancia relativa por especie (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

Análisis Estadístico

Análisis de Correspondencia Canónica

Con la finalidad de obtener la ordenación estadística de las asociaciones del bosque de encino, la información de campo se sometió a través de técnicas multivariantes complementarias, para lo cual se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA) (Ter Braak, 1986 y 1987), mediante el programa computacional conocido como CANOCO 4.0 para Windows (Ter Braak y Smilauer, 1998) y CANODRAW versión 2.1 (Smilauer, 1992) para obtener los diagramas de ordenación. Asimismo, para determinar la significancia estadística de los resultados se realizaron pruebas de permutación de Monte Carlo (Ter Braak, 1988 y 1990) para el primer eje canónico, a través del propio programa CANOCO; los niveles de rechazo siempre fueron de $P > 0.01$.

Atributos de la vegetación para tales análisis: se utilizaron valores de densidad relativa de leñosas presentes en ≥ 5 sitios, con el objetivo de reducir la influencia de las especies raras (Gauch, 1982; Ter Braak y Smilauer, 1998). Tales atributos se asociaron con altitud, exposición, tipo y profundidad del suelo.

Con la información cuantitativa de las leñosas primeramente se realizó, de manera exploratoria, un análisis de gradiente indirecto mediante análisis de correspondencia desprovisto de tendencia (DCA) para diferenciar la racionalidad del modelo de respuesta, esto es entre un comportamiento lineal o unimodal de los datos (Ter Braak y Smilauer, 1998). Se justifica la aplicación de este modelo unimodal de respuesta de las especies, cuando los datos presentan una longitud de gradiente igual o mayor a cuatro unidades de desviación estándar observado en el primer eje de ordenación (Ter Braak, 1988; Ter Braak y Smilauer, 1998).

Comprobado tal comportamiento se aplicó un análisis de gradiente directo (CCA) para registrar el grado de asociación de variables físicas y atributos de la vegetación, en el cual se considera que la densidad de las especies alcanza un desarrollo óptimo en un rango específico de una variable ambiental determinada. Por lo tanto se considera apropiado que para estos datos se realice un análisis de gradiente directo a través de un análisis de correspondencia canónica (CCA) para evaluar la relación entre factores ambientales y densidad de especies leñosas (Ter Braak, 1988; Ter Braak y Smilauer, 1998).

Paralelamente a lo anterior, se aplicó un análisis de correspondencia (AC) como esquema de ordenación para mostrar la relación que guardan los sitios y las

especies intrínsecamente, es decir, sin considerar de manera explícita la influencia de las variables ambientales.

Cálculos Para Obtener la Diversidad de Especies

Para cuantificar y expresar las diversidades alfa y gama (Whittaker, 1972) de especies (H') de las comunidades del bosque de encino, se utilizó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Krebs, 1972; Ludwig y Reynolds, 1988; Magurran, 1988), calculado mediante la siguiente ecuación:

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

donde p_i es la densidad y/o frecuencia relativa de las especies en cada sitio de muestreo. Para el cálculo de la diversidad se utilizó logaritmo natural (Magurran, 1988; Margalef, 1991), por lo cual el índice se expresa en "nats" (Pielou, 1969). Para estimar la diversidad las medidas más utilizadas son los índices de la teoría de la información (Magurran 1988), los cuales incorporan los dos componentes de la diversidad esto es, riqueza y equitatividad (Ludwig y Reynolds, 1988). Estos índices se basan en la lógica de que la diversidad, o la información, en un sistema natural puede ser medida de un modo similar a la información contenida en un código o mensaje (Magurran, 1988). Quizás el más utilizado en estudios ecológicos es el índice de Shannon - Weiner (Risser y Rice, 1971; Bazzaz, 1975; McMinn, 1992; Montalvo y Herrera, 1993; Santiago y Jardel, 1993; Casas *et al.*, 1995; Schumann *et al.*, 2003), al considerar que los individuos se muestrean al azar a partir de una población "indefinidamente grande", esto es, una población efectivamente infinita y supone que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran, 1988).

El cálculo de la diversidad de leñosas por sitio se realizó con base en la densidad relativa, mientras que para obtener la regional (diversidad gama) de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, así como para cada asociación (diversidad alfa) se utilizaron datos de frecuencia relativa de todas las especies (árboles, arbustos y hierbas) que integran las comunidades muestreadas. Se realizó la comparación de las asociaciones del bosque de encinos con la información sobre su diversidad para evaluar la significancia, por lo cual se les realizó una prueba de t para índices de diversidad, de acuerdo con las fórmulas presentadas por Magurran (1988) para dicho cálculo y de los grados de libertad. La riqueza de especies es medida y analizada en términos del número de especies; según Peet (1974), este es un indicador sencillo y fácilmente interpretable de la diversidad biológica.

Se cálculo la equitatividad de especies (E), la cual es una medida de la uniformidad en la abundancia relativa de las especies en cada parcela, calculada según el siguiente índice (Pielou, 1966):

$$E = H'/H'_{\max.} = H'/\ln R'$$

En la ecuación H' es la diversidad actual de la comunidad, $H'_{\max.}$ es la diversidad máxima potencial, la cual se calcula a través de la obtención del logaritmo natural del número de especies.

La diversidad beta es la variación en la composición de especies entre áreas de diversidad alfa, por lo que no existe razón para que sea evaluada en términos de transectos o gradientes ambientales (Magurran, 1988). Una enfoque alterno para la

medición de la diversidad beta es calcular el grado de asociación o similaridad de sitios, utilizando técnicas de clasificación (Southwood, 1978; Gregg - Smith, 1983; Pielou, 1984). La manera más fácil de medir la diversidad beta de localidades es mediante coeficientes de similaridad, siendo el de Jaccard el más utilizado (Janson y Vegelius, 1981). También lo utilizaron Rey Beneyas (1995) y Qian *et al.* (1998) para estudiar los patrones de diversidad en bosques boreales en Norteamérica.

Con el propósito de comparar la diversidad de las dos asociaciones del bosque de encino, se utilizaron el Coeficiente de Similitud de Jaccard (Magurran, 1988).

$$CS \text{ Jaccard} = c / a + b - c$$

donde: a = número de especies encontradas en la comunidad A, b = número de especies presentes en la comunidad B y c = el número de especies comunes entre A y B.

Análisis de Regresión entre Diversidad y Gradientes Ambientales

Con la finalidad de estudiar la diversidad de leñosas a través de gradientes de altitud, temperatura y precipitación, se efectuaron análisis estadísticos a través de regresión lineal simple, para lo cual se utilizaron sus índices de diversidad por sitio y mediciones indirectas del clima, considerando que la altitud condiciona la precipitación y la temperatura. La información sobre las dos últimas variables ambientales para cada sitio de muestreo se obtuvo por interpolación de la información proveniente del análisis de regresión múltiple, con datos de los últimos

10 años, los cuales provienen de las estaciones climatológicas cercanas al área de estudio. Las variables que se utilizaron son: la altitud en base al modelo digital del terreno (variable 1), latitud (variable 2), longitud (variable 3) y así se obtuvo un modelo digital de los valores medios anuales de precipitación y temperatura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Género *Quercus* L. en los Bosques de Encino de la Sierra de Zapalinamé

Para la sierra de Zapalinamé se conocen 14 especies del género *Quercus* L. (Encina, 1996), siendo un centro de diversidad de encino para el estado de Coahuila. De éstas, ocho son especies arbóreas, constituyendo comunidades boscosas, las cuales se citan a continuación, siguiendo el criterio de Nixon (1993b).

Sección *Lobatae* (Encinos rojos)

1. *Quercus mexicana* Kunth
2. *Quercus saltillensis* Trel.
3. *Quercus sideroxyla* Kunth

Sección *Quercus* (Encinos blancos)

4. *Quercus greggii* (A. DC.) Trel.
5. *Quercus grisea* Liebm.
6. *Quercus laceyi* Small
7. *Quercus laeta* Liebm.
8. *Quercus rugosa* Née

La distribución de *Quercus greggii*, *Q. mexicana*, *Q. rugosa* y *Q. laeta* se extiende desde el centro y sur del país hasta el sureste de Coahuila, a través de la Sierra Madre Oriental (Zavala, 1995; Espinosa, 2001), la cual sirve de vía.

Quercus greggii y *Q. sideroxyla* forman densos matorrales posteriores a la ocurrencia de incendios de los bosques de oyamel en altitudes mayores a 2,700 m en la Sierra Madre Oriental de los estados de Coahuila y Nuevo León (Valdés y Aguilar, 1983; Encina, 1996), sin embargo, la primera es parte importante de la vegetación alpina y subalpina (McDonald, 1990).

Por otra parte *Quercus sideroxyla* y *Q. grisea* concentran sus poblaciones en la Sierra Madre Occidental en Durango, Chihuahua y Jalisco (Mc Vaugh, 1974; González, *et al.*, 1993) mientras que *Q. saltillensis* es endémico del sureste de Coahuila (Encina y Villarreal, 2002) y *Q. laceyi* se distribuye en Texas y el noreste de México (Nixon y Muller, 1992); en las sierras del centro-norte de Coahuila forma encinares con *Q. gravesii* (Encina, 1996).

Distribución y Aspectos Ecológicos de los Bosques de Encino de la Sierra de Zapalinamé

En el área de estudio los encinares tienen "preferencias" ecológicas diversas, de esta manera los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* se localizan en cañones con mayor altitud y humedad donde el clima es templado subhúmedo, mientras que los de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* son propios de clima templado semiseco.

Los bosques de encino del lado norte del macizo montañoso prosperan en climas desde el templado semiseco a templado subhúmedo, con una distribución restringida en sitios con mayor humedad, tales como los fondos de cañones, laderas bajas y medias, a través de un gradiente altitudinal de 2,000 a 2,600 m. La precipitación alcanza un rango entre 309 - 334 mm y la temperatura media anual oscila entre 15.6 - 17.2°C, por lo cual los climas son templado semiseco y templado subhúmedo.

Según Rzedowski (1978) los encinares de México se desarrollan en altitudes hasta 2,800 m, en temperaturas medias anuales de 12 a 20°C mientras que la precipitación de la gran mayoría de los encinares se halla entre las isoyetas de 600 a 1,200 mm. Se han reportado 350 mm para bosques de Sonora, México; ante esto, los bosques del área de estudio (que se desarrollan en sitios con 324 mm de precipitación), constituyen la distribución menor en el gradiente de precipitación registrado para los encinares mexicanos.

Los bosques del centro - sur de Nuevo León según Muller-Using (1994), se desarrollan en áreas con 600 a 2,600 m de altitud, donde la precipitación promedio anual es de 760 - 1,080 mm; por otra parte para los bosques de Santiago, Nuevo León, descritos por Valdés y Aguilar (1983) se menciona que el clima es semicálido subhúmedo y ahí se desarrollan desde 600 a 2,500 m de altitud y con precipitación anual de 600 a 800 mm anuales. Este dato de precipitación coincide con lo registrado por González, *et al.* (1993) para encinares de la Michilía, Durango, donde se desarrollan entre 2,200 y 2,800 m de altitud. En la sierra Maderas del Carmen, Coahuila según Wood *et al.* (1999) los bosques de encino se presentan en altitudes

de 1,680 - 2,500 m. Contrastando la distribución de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé con tales estudios, es importante mencionar que el extremo máximo de altitud corresponde (en parte); sin embargo, dichos autores mencionan un marcado incremento en la humedad, lo cual contrasta con lo reportado para tales bosques

La pendiente del terreno donde crecen dichos bosques varía entre 15 a 50%, a mayor pendiente y en laderas altas, algunas especies (como *Quercus greggii*) tienen un crecimiento arbustivo (Encina y Villarreal, 2002), por lo cual este bosque es reemplazado por el matorral de encinos o por bosque de pino. La exposición y posición topográfica influyen en la distribución de encinos, además de ser condicionantes de su abundancia. Tales variantes del microrrelieve están estrechamente relacionadas con gradientes de humedad. Los encinos rojos “prefieren” laderas con exposición Norte, siendo áreas con gran disponibilidad de humedad; crecen a través de arroyos en el fondo de los cañones, mientras que los encinos blancos tienen una tolerancia más amplia, para desarrollarse tanto en laderas con mayor incidencia de radiación solar y por ello menos húmedas, hasta en exposiciones donde la humedad no resulta ser un factor limitante.

Al igual que en otros encinares de México los suelos que predominan en los bosques son someros, arcillosos, de color café oscuro y con abundante hojarasca, del tipo de los Litosoles y Regosoles, con profundidades de 15 a 30 cm (Rzedowski, 1978). Los afloramientos rocosos son frecuentes y la pendiente es más o menos pronunciada y de relieve algo ondulado.

Ordenación del Bosque de Encino a Través del Análisis de Correspondencia

Ordenación de Sitios y Especies del Bosque de Encino

El análisis de correspondencia desprovisto de tendencia (DCA) permitió estimar la longitud del gradiente asociada al Eje 1, la cual fue de 4.15 unidades de desviación estándar. En este análisis el porcentaje acumulado de la varianza explicada de las especies hasta el Eje 4 fue de 35.3%. El diagrama de ordenación (Figura 2) muestra el arreglo de las especies arbóreas y los sitios a través de los Ejes 1 y 2 del análisis de correspondencia (AC); en relación al primer eje el arreglo de los sitios y especies en el diagrama se puede atribuir a un gradiente de humedad el cual va de menor a mayor y de derecha a izquierda; donde se distinguen dos grupos principales de sitios y especies. Por limitaciones de espacio en el diagrama no se muestran los 66 sitios de muestreo. En éste análisis el 73.2% de la variación total de los datos de las especies se explica con los cuatro primeros ejes del Análisis de Correspondencia.

Sobre el Eje 1 (con valores positivos) *Quercus laeta* y *Q. saltillensis* presentan sus valores de densidad máxima en los sitios 042, 059, 034, 032, 058, 039, 037 y 021 otras especies que muestran cierta preferencia a estos sitios son *Juniperus flaccida* y *Quercus grisea*, sin embargo, su densidad máxima ocurre en los sitios 024, 029, 030, 050 y 023; estas especies integran los bosques de encino en condiciones con menor humedad, esto es, donde el clima es templado semiseco. Sobre el Eje 1 (con valores negativos) *Quercus greggii* alcanza sus valores óptimos de densidad y domina en los sitios 025, 015, 010, 004, 018 019 y 012, otras especies con preferencia por estos sitios son *Pinus greggii* y *Pseudotsuga menziesii*,

sin embargo, son poco abundantes. Por su parte en los sitios 056, 053, 009 y 020 *Quercus mexicana*, *Cupressus arizonica* y *Fraxinus cuspidata* tienen sus valores máximos de densidad, mientras que *Arbutus xalapensis* es frecuente en todos estos sitios, siendo abundante en los sitios 045, 054, 052 y 033.

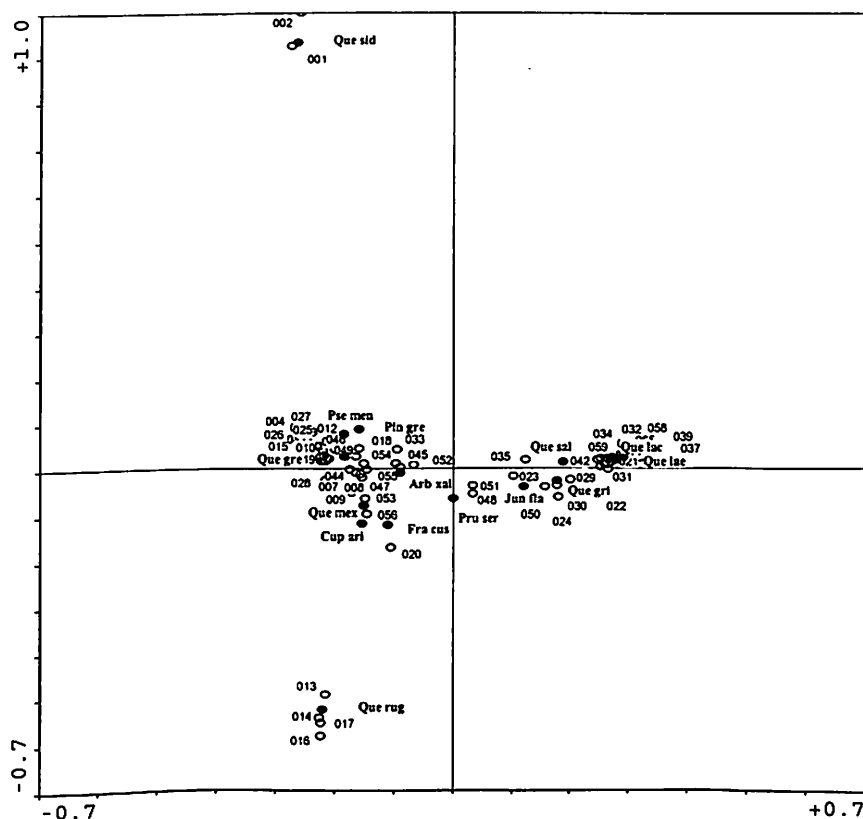


Figura 2. Ordenación de sitios y especies arbóreas en los dos primeros ejes de un Análisis de Correspondencia (AC) sin restringir.

Simbología: los círculos vacíos y el número representan los sitios de muestreo, los círculos sombreados las especies de árboles, seguidos de las iniciales del genero y la especie. Los acrónimos de las especies son Arb xal = *Arbutus xalapensis*, Cup ari = *Cupressus arizonica*, Fra cus = *Fraxinus cuspidata*, Jun fla = *Juniperus flaccida*, Pin gre = *Pinus greggii*, Pru ser = *Prunus serotina*, Pse men = *Pseudotsuga menziesii*, Que gre = *Quercus greggii*, Que gri = *Quercus grisea*, Que lac = *Quercus laceyi*, Que lae = *Quercus laeta*, Que mex = *Quercus mexicana*, Que rug = *Quercus rugosa*, Que sal = *Quercus saltillensis*, Que sid = *Quercus sideroxylla*.

Sobre el extremo del Eje 2 (con valores positivos) aparecen como aberrantes los sitios 001 y 002, donde *Quercus sideroxyla* es una de las especies con mayores valores de densidad y domina en los sitios que se localizan en las elevaciones mayores del área de estudio, mientras que sobre el Eje 2 (con valores negativos) ocurre *Quercus rugosa* el cual tiene sus valores máximos de densidad en los sitios 014, 017, 016 y 013, donde es además la especie dominante.

Los sitios que se acomodan en el lado izquierdo del gráfico de ordenación se ubican en cañones y áreas con mayor humedad (cañón de San Lorenzo) por lo cual las especies presentes forman parte del bosque de clima templado subhúmedo.

Ordenación de Sitios y Especies a Través de Variables Ambientales, con el uso de Análisis de Correspondencia Canónica

Durante el análisis de correspondencia canónica (CCA) para evaluar la influencia de las variables ambientales en el bosque de encino fueron removidas cuatro variables ambientales (temperatura, precipitación, pendiente y profundidad del horizonte orgánico) debido a la ocurrencia de multicolinealidad.

El resumen del análisis de correspondencia canónica (ACC) para la ordenación global de los sitios y especies a través de variables ambientales del bosque de encino se muestra en el Cuadro 1, en donde se observa que los gradientes obtenidos son relativamente altos (0.537, 0.110) en los primeros dos ejes, comparados con estudios donde se ha aplicado ACC (Aguado *et al.*, 1996, Ter Braak, 1986). Las correlaciones obtenidas entre los dos primeros ejes de las especies y los ejes de las variables climáticas fueron de 0.934, 0.597

respectivamente. La inercia total, es una medida de la varianza total de la información correspondiente a las especies (Ter Braak, 1986), en el análisis su valor es de 3.574.

Cuadro 1. Resumen del análisis de correspondencia canónica generado por el programa CANOCO para la ordenación global de los sitios del Bosque de Encino de la sierra de Zapalinamé.

Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Valores característicos	0.537	0.110	0.089	0.054	3.574
Correlaciones especie - ambiente	0.934	0.597	0.615	0.530	
Porcentaje de la varianza acumulado en los datos de las especies en la relación especies -ambiente	15.0 68.0	18.1 82.0	20.6 93.2	22.1 100.0	
Suma de los valores característicos no restringidos (después del ajuste de covariables)					3.574
Suma de todos los valores característicos canónicos (después del ajuste de covariables)					0.790

Del comportamiento de los datos de las variables ambientales se explica el 100% de la varianza total. La inercia referente a las especies es igual a la inercia total (3.574), dado que no se ajustó ninguna covariable. De este valor, el primer eje justifica 0.537 (15.0% de la varianza acumulada para las especies) y representa 68% de la relación especies-ambiente explicada por las variables ambientales en consideración. El segundo y tercer ejes justifican el 0.110 y 0.089 (18.1% y 20.6% de la varianza acumulada para las especies) y representan 82.0% y 93.2% de la relación especies-ambiente, respectivamente. Esto indica que la mayor parte de la información se concentra sobre estos ejes (Cuadro 1). El porcentaje de variación explicada de los datos de las especies presentes en la comunidad, acumulado hasta el eje 4 fue de 22.1%. La prueba de permutación de Monte Carlo (199

permutaciones bajo el modelo reducido) para el primer eje característico ($\lambda = 0.537$) fue significativo ($P = 0.05$), lo cual indica que la variación de la densidad relativa de las leñosas en los diferentes sitios de muestreo no se debe a efectos aleatorios, sino que se encuentra significativamente relacionada con las variables ambientales consideradas en el modelo (Palmer, 1993).

Mediante el análisis de correspondencia canónica se manifiesta que el arreglo de los sitios y las especies se relacionan estrechamente con la altitud (asociado con la humedad y temperatura), además con el tipo de suelo y la exposición (Figura 3). El análisis de correspondencia canónica trata simultáneamente de localizar el máximo de la especie y la localización del sitio a través de gradientes ambientales definidos por los datos ambientales medidos, sin embargo, la asociación de las especies y la localización de sitios similares se da a través de estos gradientes (Ter Braak, 1987b).

En el diagrama de ordenación del Análisis de Correspondencia Canónica (Figura 3) se muestra la distribución de las especies a través de los gradientes ambientales considerados, donde se observa que los vectores de mayor longitud corresponden a las variables más importantes, siendo el tipo de suelo (Litosol y Regosol) así como la elevación del terreno (altitud). Esta última variable presenta una relación directa con los suelos de tipo Regosol y con la profundidad del mismo y una relación inversa con la exposición y los suelos de tipo Litosol.

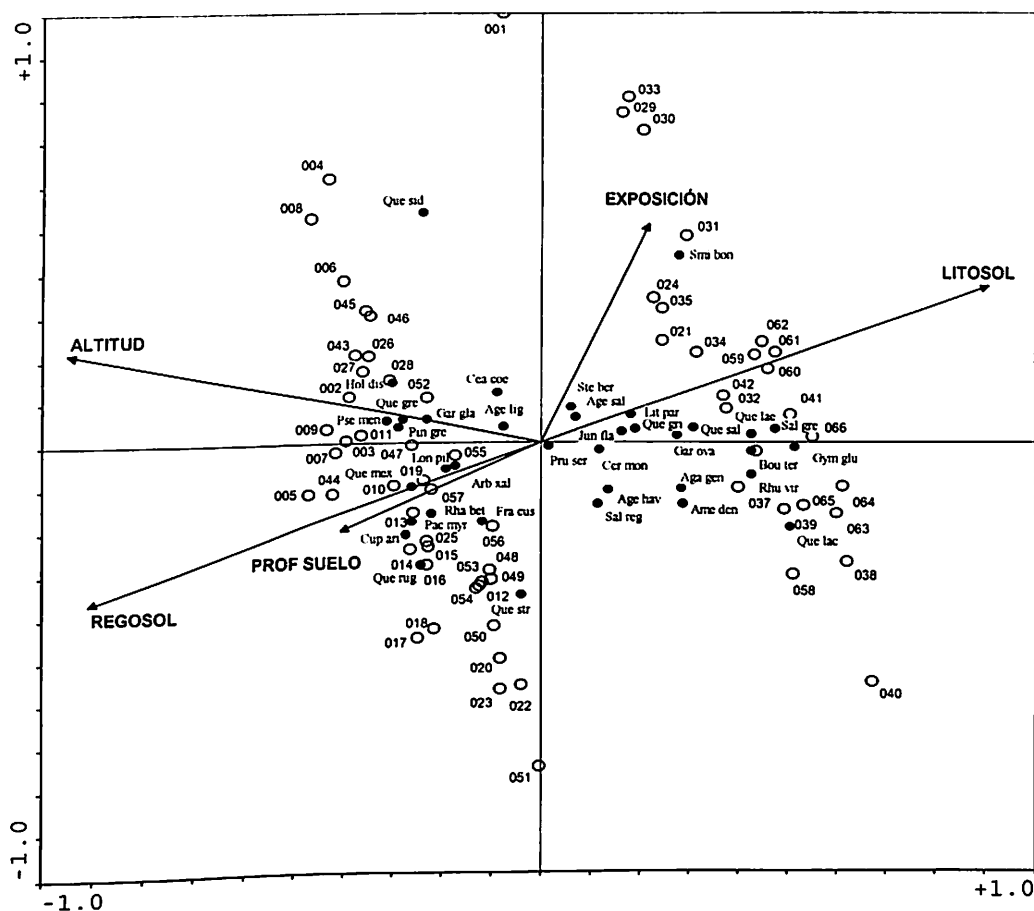


Figura 3. Diagrama de Ordenación de Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) donde se consideran especies leñosas y variables ambientales.

Simbología: los círculos vacíos y el número representan los sitios de muestreo, los círculos sombreados las especies, seguidos de iniciales de género y especie. Los acrónimos de las especies son Aga gen = *Agave gentry*, Age hav = *Ageratina havanense*, Age lig = *Ageratina ligustrina*, Age sal = *Ageratina saltillensis*, Ame den = *Amelanchier denticulata*, Arb xal = *Arbutus xalapensis*, Bou ter = *Bouvardia ternifolia*, Cea coe = *Ceanothus coeruleus*, Cer mon = *Cercocarpus montanus*, Cup ari = *Cupressus arizonica*, Fra cus = *Fraxinus cuspidata*, Gar gla = *Garrya glaberrima*, Gar ova = *Garrya ovata*, Gym glu = *Gymnosperma glutinosum*, Hol dis = *Holodiscus discolor*, Jun fla = *Juniperus flaccida*, Lit par = *Litsea parvifolia*, Lon pil = *Lonicera pilosa*, Pac myr = *Paxistima myrsinites*, Pin gre = *Pinus greggii*, Pru ser = *Prunus serotina*, Pse men = *Pseudotsuga menziesii*, Que gre = *Quercus greggii*, Que gri = *Quercus grisea*, Que lac = *Quercus laceyi*, Que lae = *Quercus laeta*, Que mex = *Quercus mexicana*, Que rug = *Quercus rugosa*, Que sal = *Quercus saltillensis*, Que sid = *Quercus sideroxyla*, Que str = *Quercus striatula*, Rha bet = *Rhamnus betulifolia*, Rhu vir = *Rhus virens*, Smi bon = *Smilax bona - nox*, Ste ber = *Stevia berlandieri*, Sal reg = *Salvia regla*, Sal gre = *Salvia greggii*

El suelo de tipo Regosol y la profundidad del suelo presentaron correlación positiva, pero la más importante es la primera, ambos se encuentran estrechamente relacionados entre sí y la presencia de algunos árboles responden de manera positiva a esto, donde destacan especies como: *Quercus mexicana*, *Q. rugosa* y *Cupressus arizonica*.

Las especies más relacionadas con sitios de mayor altitud son las siguientes: *Quercus sideroxyla*, *Quercus greggii*, *Pinus greggii* y *Pseudotsuga menziesii*, las cuales presentan la mayor densidad de individuos donde el régimen de precipitación pluvial es mayor y las temperaturas son menores. Por otra parte *Quercus laeta* y *Quercus laceyi* se localizan en sitios de menor altitud donde ocurren especies arbustivas de matorrales xéricos tales como *Gymnosperma glutinosa*, *Rhus virens* y *Bouvardia ternifolia*.

En el Cuadro 2 se muestran los coeficientes de correlación entre las variables ambientales seleccionadas y los ejes de ordenación para este análisis, donde se aprecia que las variables ambientales de mayor importancia son: el tipo de suelo (el cual puede ser Litosol y/o Regosol), así como la altitud del terreno. De estas, el tipo de suelo Litosol se correlacionó con el Eje 1 de especies con 0.84, mientras que la altitud y el suelo de tipo Regosol presentó una alta correlación negativa de - 0.88 y - 0.84 respectivamente; la exposición estuvo más correlacionada con el Eje 2 de especies con 0.30. La correlación entre especies y ambiente en el primer eje es de $R = 0.933$.

Cuadro 2. Matriz de correlación ponderada para el eje ambiental (EA) 1 y 2, eje de especies (EE) 1 y 2 con las variables ambientales.

EE1	1.0000			
EE2	-.0559	1.0000		
EA1	.9339	.0000	1.0000	
EA2	.0000	.5972	.0000	1.0000
ALTI	-.8878	.1293	.0907	.0880
EXPO	.2047	.3029	-.1569	-.4203
LITOSOL	.8486	.2181	.1237	-.0121
REGOSOL	-.8486	-.2181	-.1237	.0121
PROF-SUE	-.3793	-.1229	-.5105	-.1705
	EE1	EE2	EA1	EA2

De acuerdo con la grafica de ordenación (Figura 3) del bosque de encino de la sierra de Zapalinamé, es importante mencionar que el Eje 2 divide claramente dos grupos de especies y sitios, con lo cual es posible reconocer dos asociaciones del bosque, siendo el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* y el bosque de *Q. saltillensis* - *Q. laeta*.

El efecto debido al tipo de suelo y altitud son preponderantes en la separación y agrupación de los sitios y especies. El tipo de suelo es una de las variables importantes que favorece este agrupamiento, sin embargo, se considera que el gradiente más importante es la altitud, la cual condiciona la precipitación y temperatura. Las especies del estrato arbóreo como son: *Quercus greggii*, *Q. mexicana*, *Q. rugosa*, *Q. sideroxyla*, *Pinus greggii*, *Cupressus arizonica* y

Pseudotsuga menziesii y los sitios de muestreo ubicados en la parte izquierda del gráfico, están correlacionadas positivamente con la altitud, el suelo de tipo Regosol, sin embargo, se correlacionan de manera negativa con la exposición y el suelo de tipo Litosol, estas especies integran un bosque de afinidad mélica, domina en altas elevaciones del cañón de San Lorenzo, donde se tienen mayores niveles de precipitación y bajas temperaturas, por lo cual el clima es templado subhúmedo de acuerdo al gradiente de humedad considerado.

En el extremo contrario al vector que representa la altitud (lado derecho del diagrama de ordenación) se forma un grupo de sitios y especies, siendo el caso opuesto al bosque anterior, se trata de una asociación de especies arbóreas integrada por: *Quercus saltillensis*, *Q. laeta*, *Q. grisea*, *Juniperus flaccida* y *Quercus laceyi* las cuales se dominan en los sitios localizados en los cuadrantes del lado derecho del diagrama, corresponden a los bosques ubicados en sitios templado semisecos, los que dominan en la exposición noroeste de la sierra (El Frente), con bajas elevaciones y menor precipitación, pero con elevadas temperaturas, variables ambientales que influyen de manera considerable en la humedad disponible de los sitios ubicados en esta localidad, se establecen en suelos poco profundos de tipo Litosol.

Algunas especies reaccionan indistintamente a los valores de las variables ambientales evaluadas, su densidad se mantiene constante a lo largo del gradiente altitudinal del área de estudio y en el centro del diagrama. Las especies con mayor frecuencia y densidad en los sitios de muestreo son: *Ageratina saltillensis*, *A. ligustrina*, *Arbutus xalapensis* y *Stevia berlandieri*. Ter Braak (1986) menciona que

las especies situadas en la porción central del diagrama de ordenación tienen sus óptimos en niveles intermedios de las condiciones ambientales consideradas, o bien, son indiferentes a ellas.

Distribución de los Bosques de Encino de la Sierra de Zapalinamé a Través del Gradiente de Altitud

La asociación del bosque de encino denominada *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, (estas especies forman encinares bajos y abiertos en el valle de México (Espinosa, 2001)) se desarrolla en laderas con exposición norte y noroeste, así como al fondo de las cañadas, los suelos allí son de tipo regosol; siguen el cauce de los arroyos y áreas de escurrimientos intermitentes del cañón de San Lorenzo y otros cañones ubicados en sitios con mayores altitudes y condiciones de humedad, por lo cual se trata de clima templado subhúmedo, en donde tales especies junto con *Pinus greggii* dominan fisonómicamente, sin embargo, esta conífera es poco abundante. *Quercus greggii* es el más abundante de los bosques de encino en cuestión, crece en altitudes de 2,250 m hasta 2,600 m, donde presenta los mayores valores de importancia (Figura 4). Forma bosques bajos y densos; a medida que aumenta la altitud disminuye su abundancia y presenta alturas menores, hasta llegar a 3,000 m, donde asume hábitos de crecimiento de tipo arbustivo, formando matorrales densos en el bosque de oyamel. En los encinares del estado de Hidalgo, *Quercus greggi* y *Q. mexicana*, cohabitan en algunos sitios, sin embargo, la primera especie se asocia con mayor frecuencia a *Q. rugosa* (Zavala, 1995).

Quercus mexicana y *Q. rugosa* circunscriben su distribución al cañón de San Lorenzo, en especial crecen cerca de los arroyos intermitentes; se trata de árboles

más altos y de copa amplia en comparación con *Quercus greggii*. La especie *Q. rugosa* tiene aquí una distribución restringida hacia el área de Tres Caminos (2,350 a 2,450 m), mientras que la distribución de *Q. mexicana* es más amplia, su mayor abundancia se alcanza en altitudes mayores a 2,300 m. En altitudes entre 2,450 y 2,600 m *Quercus sideroxyla* forma parte de los bosques de encino - pino, dominados por *Quercus greggii*, *Q. mexicana* y *Pinus greggii*. Se trata de un encino de altura media, el cual tiene una baja densidad. En los bosques de pino-encino de Santiago N.L. *Pinus greggii* se asocia principalmente con *Quercus mexicana* (Valdés y Aguilar, 1983).

Como parte de otras especies que integran los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* se presentan *Arbutus xalapensis* y *Juniperus flaccida*, frecuentes, sin embargo, son poco abundantes. De igual manera se establecen poblaciones escasas o bien árboles sobremaduros y aislados de *Populus tremuloides*, *Pseudotsuga menziesii* y *Cupressus arizonica*, con distribución en el bosque de oyamel. En el norte de la Sierra Madre Oriental (Valdés y Aguilar, 1983) su presencia está condicionada a sitios con mayor humedad y altas elevaciones, siendo abundantes en otros tipos de vegetación. En estos bosques existe poca diversidad de arbustivas, sin embargo, en los bosques con apertura media del dosel destacan por su abundancia: *Arbutus xalapensis*, *Garrya glaberrima*, *Fraxinus cuspidata* y *Pachistima myrsinites*, la primera se cita como común en los bosques de encino del centro-norte de México (Valdés y Aguilar, 1983; Muller-Using, 1994; Zavala, 1995; Wood *et al.*, 1999). *Rhamnus betulifolia*, *Lonicera pilosa* y *Holodiscus discolor* son poco frecuentes y su distribución se restringe a cañones con mayor humedad y cobertura del dosel, mientras que las especies raras

son *Populus tremuloides*, *Crataegus baroussana* y *Prunus mexicana*. Debido a la mejor disponibilidad de humedad y menor temperatura se presentan 15 especies de helechos, de éstos los más abundantes son: *Pleopeltis guttata*, *Cheilanthes tomentosa*, *Ch. pyramidalis* y *Asplenium monanthes*.

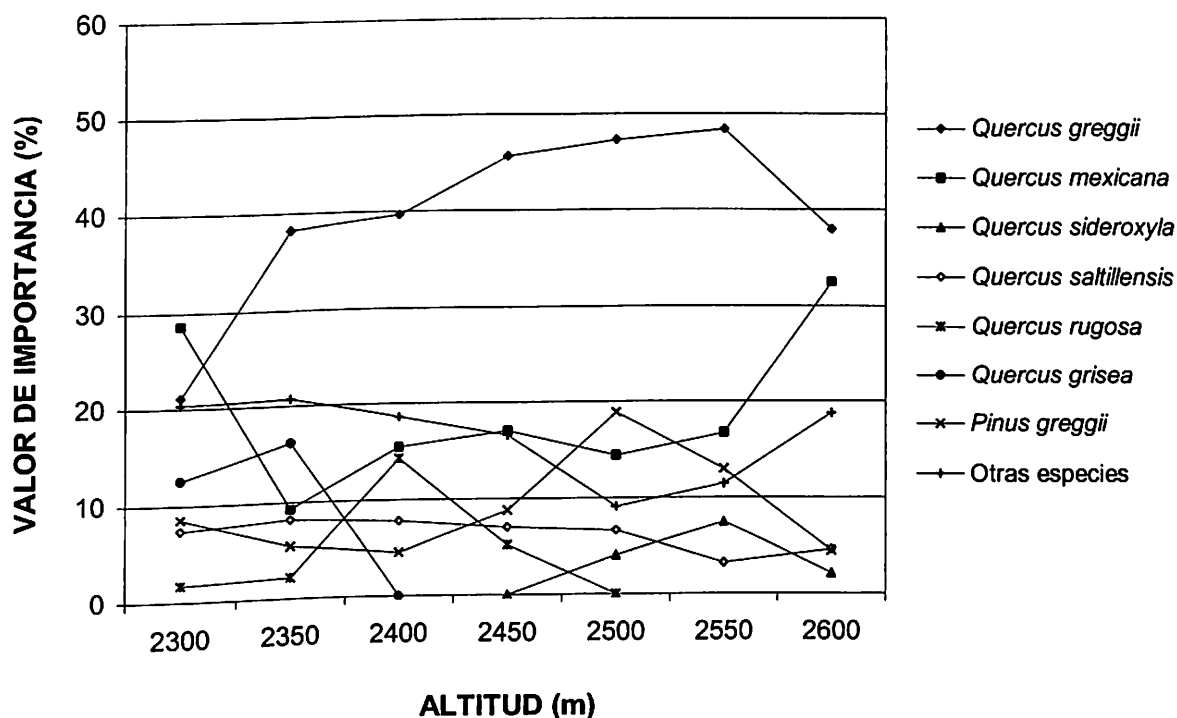


Figura 4. Distribución de árboles en gradiente altitudinal en el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*.

La otra variante del bosque de encino es la asociación dominada por *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, la que ocurre, además, en cañones húmedos de la sierra de Arteaga y la Concordia al sur de Coahuila (Encina, 1996). Se presenta en los cañones de la exposición noroeste conocida como El Frente y en bajas elevaciones del cañón de San Lorenzo, donde las altitudes son de 2,000 a 2,350 m y cuyo clima es templado semiseco. Ambos encinos tienen los más altos valores de importancia

(Figura 5), se trata de un bosque bajo con alturas de 6 - 8 m y una menor riqueza arbórea. Su distribución se restringe a los cañones o sitios de corrientes intermitentes, donde los suelos son de tipo litosol. Otras especies frecuentes en este bosque son *Quercus grisea*, *Juniperus flaccida* y *Arbutus xalapensis*, mientras que *Quercus greggii* y *Q. laceyi* tienen poblaciones poco abundantes. Este último encino presenta árboles aislados, sobremaduros, de tipo relictual, su distribución más abundante ocurre en las serranías del centro-norte de Coahuila (Encina y Villarreal, 2002).

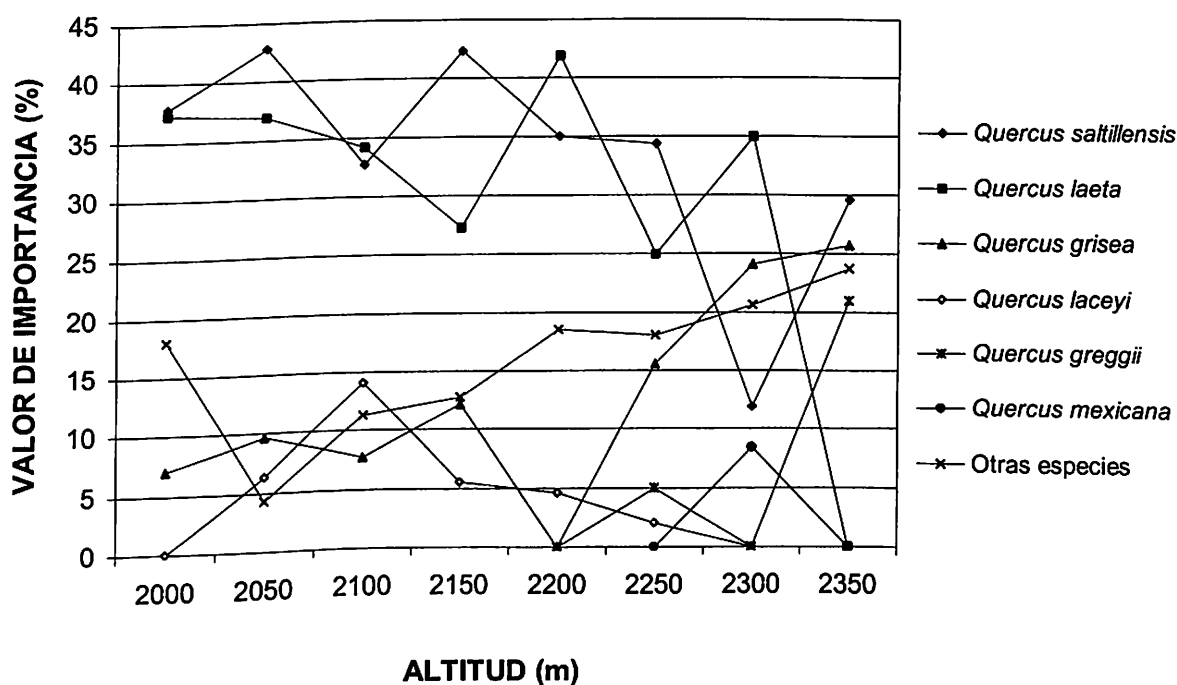


Figura 5. Distribución de árboles en gradiente altitudinal en el bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*.

Quercus saltillensis es la especie más frecuente a través de los bosques de la sierra de Zapalinamé; en bajas elevaciones domina junto con *Quercus laeta* y

Q. grisea, llegan hasta la zona de transición entre los encinares abiertos y el bosque de pino piñonero, matorral de rosáceas y de encinos (Marroquín, 1976). En altitudes superiores a 2,350 m; forma parte del bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, sin embargo, con el aumento de la altitud disminuye notoriamente su dominancia. Las arbustivas que tienen más abundancia - dominancia son *Ageratina saltillensis*, *Salvia regla* y *Stevia berlanderi*, sin embargo, se presentan otros arbustos de matorrales xéricos tales como *Amelanchier denticulata*, *Agave gentryi*, *Cercocarpus montanus*, *Bouvardia ternifolia* y *Gymnosperma glutinosa*.

Diversidad y Riqueza de Especies en los Bosques de Encino de la Sierra de Zapalinamé

Como parte de la flora para los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé se determinaron 259 especies en 177 géneros y 67 familias. Las familias mejor representadas son Asteraceae (61 taxa), Poaceae (27), Fabaceae (16) y Rosaceae (12). Al igual que en los bosques de Manantlán, Jalisco, la primera es la que mayormente contribuye a la riqueza de especies (Vásquez y Givnish, 1998), la cual tiene variaciones en su abundancia y diversidad a través del gradiente de altitud. Según Rzedowski (1978) en los encinares de México las plantas vasculares mejor representadas pertenecen a las familias Asteraceae, Poaceae y Fabaceae.

El número de especies leñosas es de 68 taxa, de éstas 20 son árboles (11 son especies del género *Quercus*, lo que representa 55% del estrato arbóreo), 24% son coníferas y el resto otras latifoliadas. Según Gentry (1988) los bosques de zonas templadas son muy similares en riqueza de leñosas y difieren de manera significativa con la riqueza de las zonas tropicales. Para los bosques de Nuevo León,

Muller-Using (1994) registra 15 encinos y otros árboles de climas templado y cálidos, por lo cual tales bosques poseen una elevada diversidad de encinos en el noreste de México.

Las especies arbóreas que presentan una mayor abundancia en los bosques son: *Quercus greggii*, *Q. saltillensis*, *Q. laeta*, *Q. grisea* y *Q. mexicana*, otras especies que con mayor frecuencia se asocian a los bosques de encino son *Arbutus xalapensis*, *Juniperus flaccida* y *Pinus greggii*. El estrato arbustivo está integrado por 54 especies, siendo *Ageratina saltillensis*, *Arbutus xalapensis*, *Stevia berlandieri*, *Ageratina ligustrina*, *Garrya glaberrima*, *G. ovata*, *Lonicera pilosa* y *Salvia regla*, las más frecuentes.

Para el caso de las herbáceas se registraron 171, siendo siete las más frecuentes: *Artemisia ludoviciana*, *Pleopeltis guttata* (en sitios con mayor humedad y altitud es una especie dominante), *Cheilanthes tomentosa*, *Achillea millefolium*, *Bromus anomalus*, *Piptochaetium fimbriatum* y *Salvia glechomifolia*; el estrato herbáceo es abundante. La elevada riqueza de herbáceas es similar a lo reportado para un bosque subtropical por Barik *et al.* (1992) quienes encontraron que la diversidad alfa fue mayor para las hierbas que para los arbustos. El fuerte contraste en la riqueza de los gremios de plantas ha sido destacado por Harcome y Marks (1977), señalan una elevada riqueza de arbustivas y herbáceas y la relativamente baja riqueza arbórea en un bosque mésico en Texas, USA.

La riqueza de especies de las comunidades vegetales tiene patrones claramente definidos y diferenciados (Gentry, 1988). Por asociación fluctúa entre

154 a 202 especies y al igual que lo reportado por Vetaas (1997) la variación entre la riqueza de especies vasculares del bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* y el de *Q. saltillensis* - *Q. laeta* está en su mayor parte influenciada por las herbáceas, mientras que las leñosas no mostraron un patrón bien diferenciado. Los valores de diversidad (índice de Shannon - Weiner), diversidad máxima y equitatividad se muestran en el Cuadro 3, donde se observa que el índice de diversidad más elevado es de 4.92 nats y corresponde a los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* y en menor grado el índice de 4.51 nats al bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*. A pesar de tal diferencia, ambos valores son considerados como altos ya que, de acuerdo con Margalef (1972), los valores de diversidad utilizando el índice de Shannon se ubican entre 1.5 y 3.5 y raras veces sobrepasa 4.5. Margalef (1991) considera que la mayor diversidad observada en ecosistemas es alrededor de 5.3 y que las comunidades pioneras, oportunistas y perturbadas que han sido sometidas a un apacentamiento excesivo, tienden a mostrar diversidades bajas (por ejemplo de 1 a 3 bits en el índice H de Shannon); las comunidades avanzadas o maduras llegan hacia 4 o 5, en las mismas unidades.

A pesar de toda la atención que se ha dado a los índices de diversidad de especies Barbour, *et al.* (1988) consideran que deberán ser tratados simplemente como un atributo descriptivo de la comunidad, además como un listado de especies (florística) de una comunidad. Las medidas de diversidad han sido utilizadas en algunos casos como indicadores de disturbio ambiental (Poiner y Kennedy, 1984; Casas *et al.*, 1985; González *et al.*, 1993). El supuesto más sostenido de que la diversidad decrecerá con el aumento de la contaminación (o bien que ocurrirá un cambio de forma de la distribución de abundancia de las especies), ha permitido el

uso de la diversidad como una suerte de indicadores ambientales. La diversidad ha sido ampliamente utilizada en el monitoreo ambiental (Resh, 1979; Wu, 1982; Tomascik y Sander, 1987). Existen dos áreas en las cuales las medidas de diversidad tienen una aplicación potencial: en la evaluación de los efectos de la contaminación u otras tensiones ambientales sobre una comunidad (perturbaciones) o bien con propósitos conservacionistas; en ambos casos la diversidad se utiliza como un índice de salud del ecosistema (Magurran, 1988).

Cuadro 3. Diversidad de especies y equitatividad de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé.

ASOCIACIÓN DE ESPECIES	ÍNDICE DE DIVERSIDAD (H')	DIVERSIDAD MÁXIMA (H' máxima)	EQUITATIVIDAD (E)
Bosque de Encino (diversidad gama)	4.961	5.476	90.593
Bosque de <i>Quercus greggii</i> – <i>Q. mexicana</i>	4.518	5.037	89.701
Bosque de <i>Quercus saltillensis</i> – <i>Q. laeta</i>	4.920	5.308	92.690

Prueba de t entre asociaciones: $t = 13.269$, $gl = 2371$, (***) Altamente significativo ($p < 0.05$).

En los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, la asociación dominada por *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, presenta la mayor riqueza de herbáceas y arbustivas (Cuadro 4), así como en diversidad de especies (Cuadro 3). Esto se puede explicar por varias razones: la continua incidencia de disturbios antropogénicos y por su ubicación, en la zona de transición entre el Desierto Chihuahuense y la Sierra Madre Oriental, lo cual propicia que se infiltren especies del matorral submontano de rosáceas, debido a las amplias zonas transicionales con esta comunidad, así se incrementa su riqueza. La presión antropogénica hacia el bosque ha ocasionado disturbios (Pickett *et al.*, 1989) frecuentes, ya que después de

perturbaciones como incendios (De Grandpré *et al.*, 1993), apacentamiento o caída de árboles, los arbustos y herbáceas colonizan rápidamente tales sitios (Rey Beneyas, 1995). La ocurrencia de incendios superficiales en el área de estudio (Portes, 2001), facilita la invasión y repoblación abundante de herbáceas (Hobbs y Huenneke, 1992), más sensibles a la disponibilidad temporal de nutrientes en el suelo (Bormann y Likens, 1979; Gilliam, 1988). Se propician cambios en la composición y abundancia de herbáceas, ante esto se ha encontrado que en sitios con mayor contenido de nitrógeno se advierte un incremento en la riqueza de herbáceas (Hutchinson *et al.*, 1999). Por su parte en los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, al igual que en los maduros considerados por Roberts y Gilliam (1995) se tienen bajos niveles de nutrientes.

Cuadro 4. Riqueza de especies de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé.

ASOCIACIÓN DE ESPECIES	No. DE ESPECIES	LEÑOSAS	HERBÁCEAS
Bosque de Encino (riqueza total)	239	68	171
Bosque de <i>Quercus greggii</i> - <i>Q. mexicana</i>	154	50	102
Bosque de <i>Quercus saltillensis</i> - <i>Q. laeta</i>	202	58	143

El apacentamiento del ganado ha contribuido a incrementar la riqueza de herbáceas, ya que se propicia la diseminación y establecimiento de invasoras; además, por su hábito selectivo ocasiona que desaparezcan especies y sean reemplazadas progresivamente por ruderales (Hobbs y Huenneke, 1992; Pettit *et al.*, 1995), mientras que en otras áreas del bosque, ha propiciado una disminución en la riqueza de herbáceas.

En comunidades boscosas de Australia, Pettit *et al.* (1995) observaron que la riqueza y diversidad de herbáceas perennes, nativas, disminuyó significativamente con el incremento de la presión del apacentamiento, el cual fomentó la invasión y establecimiento de hierbas y zacates anuales introducidos, ya que están adaptados a los altos niveles de disturbio. Semejantes causas han ocasionado la pérdida de diversidad de plantas y arbustización por el incremento de espinosas invasoras (Gillespie *et al.*, 2000). Concomitantemente ocurre una disminución en la densidad de especies y el rompimiento de procesos sucesionales (Fleischner, 1994) además de compactación del suelo (Hobbs y Huenneke, 1992). Las perturbaciones anteriores ocasionan la apertura del dosel que, aunado a la prolongada sequía, facilitan la presencia de arbustos y hierbas de afinidad xérica propios del matorral de rosáceas y de encinos ubicados en áreas adyacentes (Arce y Marroquín, 1985).

El efecto del disturbio en la diversidad ha sido documentado para otras regiones, así Albert y Barnes (1987) encontraron una alta riqueza de herbáceas en áreas recientemente desmontadas en bosques de latifoliadas; de igual manera en bosques de *Populus* spp.. Roberts y Gilliam (1995) encontraron que la diversidad del estrato herbáceo se incrementó después de la ocurrencia del disturbio, sin embargo, disminuyeron los árboles tolerantes a la sombra. En bosques de encino-pino en Maine, USA, Schumann *et al.*, (2003) se encontró que en las áreas donde se realizaron aprovechamientos, se estableció una elevada riqueza de arbustivas y de herbáceas debido a la ocurrencia de especies que son poco frecuentes. Por otra parte en bosques de encino - pino de Georgia, USA, McMinn, (1992) observó que el disturbio ocasionado por los aprovechamientos afectó principalmente la equitatividad, más bien que la riqueza de leñosas.

Finalmente la diversidad del bosque se debe a que entre los encinares y el matorral de rosáceas existen amplias zonas transicionales, en especial con el bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, hacia donde confluyen plantas propias de dichos matorrales. Se ha documentado que debido al efecto de borde, las áreas transicionales entre comunidades (ecotono y ecocline) poseen una mayor riqueza de especies que incluso las propias comunidades que entran en la transición, ya que las franjas ecotonales poseen especies de las dos, además de las especialistas de estos ambientes (Hanan *et al.*, 1988).

Como se ha comentado, los bosques de encino son claramente ricos en especies. Tal riqueza se debe en parte, además de lo expuesto, al “efecto migrante” de Shmida y Wilson (1985). Este fenómeno se explica porque ocurren inmigraciones accidentales de especies propias de comunidades cercanas, adaptadas a otros ambientes, que contribuyen a incrementar la diversidad alfa. Las especies no se reproducen con éxito o compiten en la comunidad a la cual inmigraron, sin embargo, su presencia continua se debe más bien a la dispersión. Cuando existen más ambientes adyacentes a la comunidad, es probable que confluyan otras especies, si se considera que el macizo motañoso posee un microrrelieve irregular, condición que favorece la diversidad beta (de comunidades), con riqueza de especies (Krebs, 1978). El efecto migrante incrementa la amplitud ecológica de las especies (Shmida y Wilson, 1985). De esta forma hacia el bosque de encino de la sierra de Zapalinamé, convergen especies propias de los matorrales de rosáceas y de encino, así como del bosque de pino (de *Pinus greggii* y *Pinus cembroides*). Adicionalmente se encontraron especies del bosque de oyamel, escasas y en baja densidad.

Visto de manera tradicional las comunidades que han alcanzado su etapa clímax (no impactadas), tienen un elevado número de especies (Clements, 1936; Odum, 1969); de igual forma la hipótesis de estabilidad en el tiempo (Sanders, 1968) postula que la mayor diversidad de especies de una comunidad se produce por la estabilidad del ambiente. La inestabilidad ocasiona tensiones, poca diversidad y corta duración (ambientes impredecibles), lo cual explica que las especies de ambientes estables (especies de la etapa clímax o en equilibrio) se acumularon a través del tiempo. Sin embargo, recientemente se ha reconocido que el disturbio incrementa la riqueza de especies (Connell, 1978; Houston, 1979). La elevada diversidad y riqueza de especies del bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, sometido a un mayor número de perturbaciones, es consistente con lo encontrado por Bormann y Likens (1979), quienes discuten que la riqueza de especies es más alta en áreas recientemente desmontadas y disminuye a valores mínimos en estados sucesionales avanzados. Tales observaciones coinciden además con Houston (1998), quien menciona el aumento de la diversidad a través del tiempo y su disminución en estadios sucesionales avanzados. Para el área de estudio este patrón consideraría que los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* presentan estados sucesionales iniciales o intermedios, mientras que los de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* serían considerados como medianamente tardíos, puesto que la riqueza de especies tiene su valor máximo en bosques que transitan por etapas serales intermedias (Peet y Christensen, 1980).

Los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé están bajo la influencia continua de impactos antropogénicos, por lo cual la diversidad se ajusta a la hipótesis de disturbio intermedio (Connell, 1978) la cual indica que a niveles

moderados de disturbio (incendios, apacentamiento y otros) tanto en frecuencia como en intensidad, se presenta la máxima diversidad y riqueza de especies. Con respecto a los patrones de diversidad, la hipótesis es ampliamente aceptada (Hobbs y Huenneke, 1992; Vetaas, 1997), porque considera que la diversidad pudiera ser alta en sitios con una frecuencia intermedia de disturbio y baja en sitios que han experimentado muy alta o baja frecuencia de disturbios. Este argumento se basa en el hecho de que sólo muy pocas especies (ruderales) pueden persistir en sitios con disturbios frecuentes y severos; algunas especies (las perennes, mejores competidoras y las capaces de regenerarse sin disturbio) pueden persistir por largos periodos en ausencia de disturbio; comunidades sujetas a disturbios intermedios tienen una elevada riqueza de especies, que incluyen representantes de las anteriores, además de especies intermedias entre ambos grupos (Hobbs y Huenneke, 1992). Sin embargo, los disturbios ocurridos en una comunidad incrementan las posibilidades de invasión de ruderales e introducidas (Hobbs y Huenneke, 1992).

En los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* con mayores grados de perturbación, las herbáceas dominantes son *Smallanthus uvedalius*, *Astragalus greggii* y *Heliopsis parvifolia* y aplicando los criterios de Webb y Hopkins (1984) citados por Hobbs y Huenneke (1992) son consideradas de bajo valor de conservación. Para los bosques de encino de los Himalaya en Nepal, con disturbio intermedio debido a la apertura del dosel, Vetaas (1997) da a conocer que incluyen una elevada riqueza de plantas vasculares, en especial de herbáceas, además de la presencia de ruderales.

La comparación estadística del índice de diversidad de Shannon - Weiner entre las dos asociaciones mostró diferencias altamente significativas ($P < 0.001$) en términos de diversidad de especies de los bosques (Cuadro 3); por lo tanto, el bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* es más diverso que el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*. De igual manera la diversidad beta o diferenciación entre comunidades (similaridad media, basada en el índice de Jaccard), indica que las especies que presentan en común tales bosques son 117. De esta manera el coeficiente de similitud de Jaccard es de 0.49 por lo cual la composición florística presenta poca similitud. Tales valores indican que existe un recambio de especies del 49% ($\beta = 0.49$) entre ambas localidades. La diversidad beta encontrada en la sierra de Zapalinamé podría estar relacionada con la heterogeneidad ambiental tanto climática, edáfica como del relieve; las regiones con topografía diversa incluyen hábitats diferentes (Krebs, 1978) y finalmente, tal diversidad beta se explica a causa de la mezcla de especies de los matorrales xéricos (Marroquín, 1976) con las de algunas comunidades boscosas de clima templado (Valdés y Aguilar, 1985).

Diversidad y Riqueza de Especies de los Bosques de Encino de Acuerdo con Gradientes Ambientales

Los valores de diversidad de especies vasculares a través del gradiente de altitud se muestran en la Figura 6, donde la tendencia general es que la diversidad disminuye conforme aumenta la altitud. La diversidad media es de 4.34, mientras que los valores máximos ocurren a 2,100 m con 4.60, en tanto que el valor más bajo ocurre a 2,500 m con 4.03.

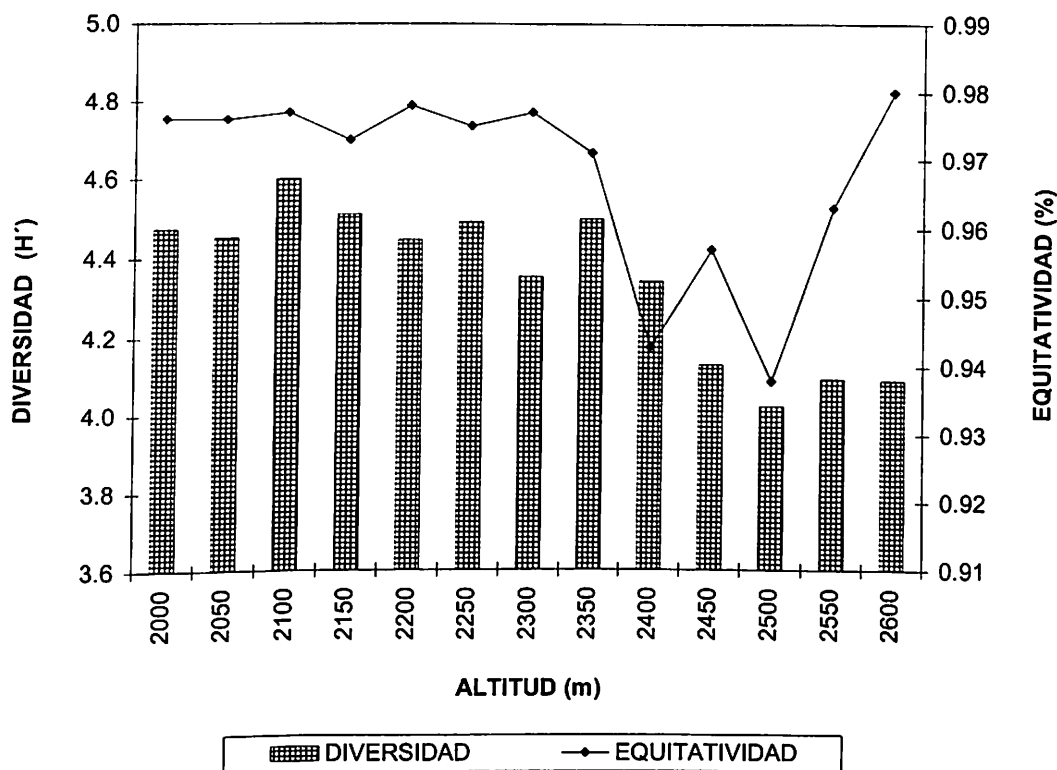


Figura 6. Diversidad de especies y equitatividad de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé.

La equitatividad para los bosques de encino se muestra en la Figura 6; tiene valores superiores a 0.93, el máximo es de 0.98 de los sitios ubicados a 2,600 m, la media es de 0.97 y, al igual que las comunidades boscosas estudiadas por Vásquez y Givnish (1998), la equitatividad presentó variaciones ligeras. Los bosques ubicados en altitudes entre 2,400 a 2,500 m tienen menor equitatividad, contienen una riqueza de 119 especies, sin embargo, *Quercus greggii*, además del helecho *Pleopeltis guttata*, son las más frecuentes y dominantes en los estratos arbóreo y herbáceo respectivamente. Se presentan como dominantes otras leñosas como *Stevia berlanderi*, *Ageratina saltillensis* y *Arbutus xalapensis*, las que tienen frecuencias muy similares.

Los factores ambientales que influyen en la diversidad y riqueza del bosque de encino están condicionados por la altitud, variable que refleja efectos climáticos adversos, es decir, con el aumento de la altitud decrece la temperatura, siendo el frío una condición más selectiva que hace disminuir la riqueza de especies (Whittaker, 1965), de tal forma que existe un gradiente de incremento de la diversidad de especies (y riqueza) de altas a bajas elevaciones (Barbour *et al.*, 1980; Gentry, 1988; Santiago y Jardel, 1993). Esa tendencia de disminución con el incremento de la altitud ha sido observada por Gentry (1988) para algunos bosques neotropicales, mientras que en bosques boreales Rey Beneyas (1995) encontró que la elevación del terreno condiciona la riqueza de especies, la cual disminuye, en especial del estrato herbáceo.

En el análisis de regresión, las variables climáticas de elevación, temperatura y precipitación son las que explican en parte el patrón de diversidad de especies. Así, la diversidad y el número de especies de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, están relacionados de manera negativa con la altitud (Figura 7 y 8) y con la precipitación (Figura 8).

La tendencia general es (como ya se dijo arriba) que la diversidad disminuye a medida que se incrementa el gradiente ambiental, mientras que con respecto al factor temperatura, la diversidad se relaciona de manera positiva, presentando un incremento lineal con el aumento de este gradiente (Figura 7) de manera regular. Se ha observado un patrón de diversidad similar para algunos bosques neotropicales por Gentry (1988) quien ha reportado que la diversidad está influenciada por la altitud y la precipitación. De igual manera estudios realizados en

bosques de la sierra de Manantlán, indican que la diversidad de árboles disminuye con la altitud (Santiago y Jardel (1993); Vásquez y Givnish (1998)).

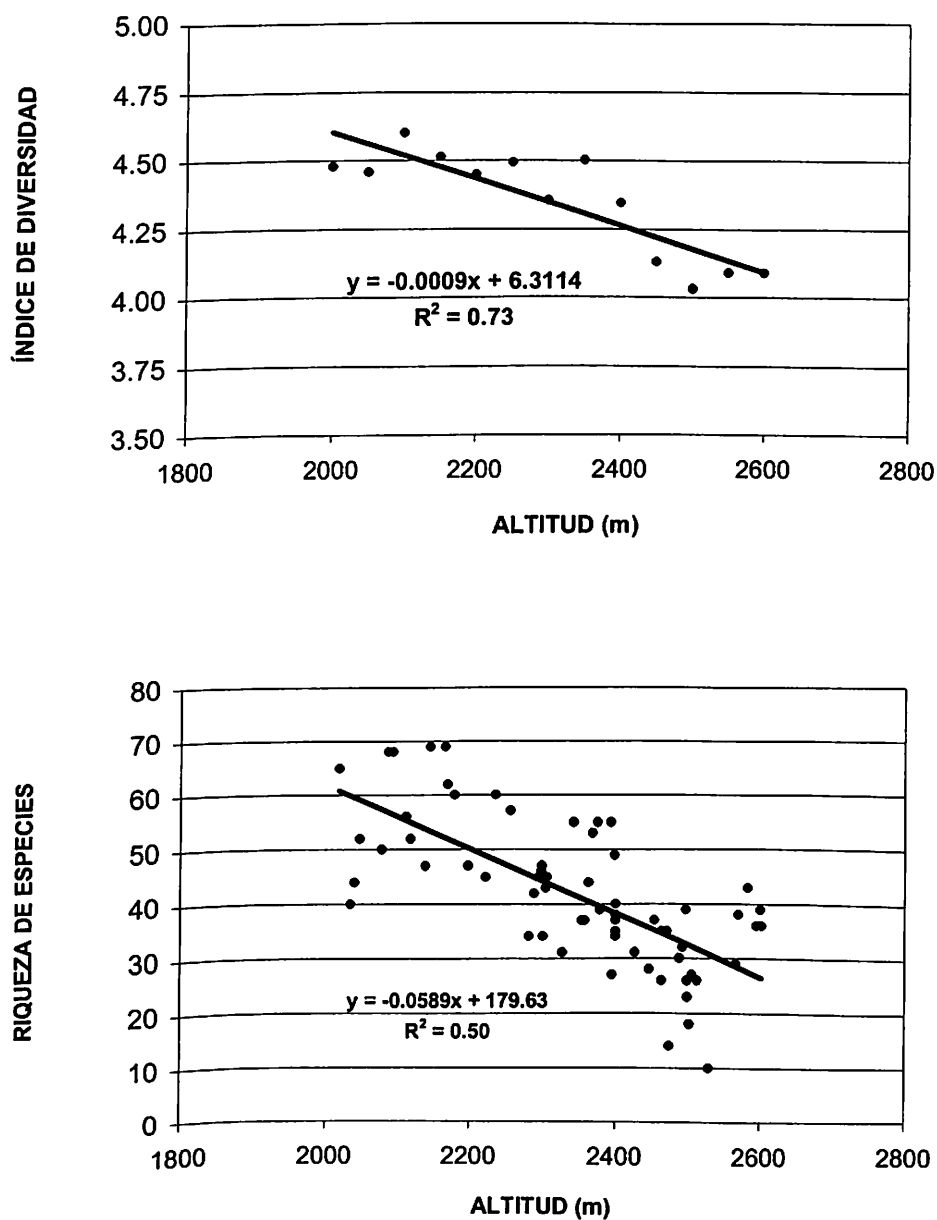


Figura 7. Diversidad y riqueza de especies del bosque de encino a través del gradiente de altitud.

A mayores altitudes se desarrollan los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, por lo que revelan una menor diversidad y riqueza de especies vasculares en comparación con el bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* que se desarrolla en cañones con menor altitud. Sin embargo, los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, tienen una mayor riqueza arbórea, la cual se incrementó de 7 a 11 especies, en un intervalo altitudinal de 2,000 a 2,600 m, ya que a esta comunidad convergen especies arbóreas del bosque de pino y oyamel, además de que este gremio es favorecido por las mayores condiciones de humedad de los cañones con clima templado subhúmedo, las cuales según Vásquez y Givnish (1998) prevalecen con el incremento de la altitud, de igual manera en los bosques neotropicales Gentry (1988) encontró que la riqueza de árboles se incrementa en el gradiente de precipitación.

La riqueza de plantas vasculares de los sitios de muestreo presenta marcadas diferencias a través del gradiente de altitud y al igual que la diversidad, la riqueza en los estratos herbáceo y arbustivo disminuye a medida que aumenta la altitud. De esta manera la riqueza máxima es de 69 especies a los 2,150 m y declina hasta 10 a los 2,550 m (Figura 7). Tal tendencia de cambio coincide con lo publicado por Vásquez y Givnish (1998) para los bosques de Manantlán, Jalisco.

Se ha mencionado que la diversidad y la riqueza de especies están fuertemente correlacionadas con la precipitación (Gentry (1988), Vásquez y Givnish (1998)), aun y cuando entre los bosques de encino no existen grandes diferencias en la cantidad de precipitación pluvial, sí es evidente el número de especies, por lo

cual, al menos para el área de estudio, dicha riqueza es probable que obedezca a otras variables ambientales así como del régimen de disturbios.

La riqueza de especies (diversidad alfa) promedio para las parcelas de muestreo es de 40 y contrasta con la riqueza total de entre 77 a 116 (media de 99 especies) consignada por Vetaas (1997) para bosques de encino, la cual se incrementa en sitios con disturbio intermedio; mientras que en bosques templados Rice y Westoby (1983) reportan en promedio menos de 50 especies. Por otra parte Hutchinson *et al.* (1999) señalan una media de 65 especies para bosques de encino en Ohio, USA, donde la riqueza se incrementa con la humedad y la fertilidad. Con base en lo anterior, en los bosques de encino de Zapalinamé, la riqueza de especies puede ser considerada como media, la cual aumenta con la disminución en la altitud, con la precipitación y con el aumento de la temperatura y de los disturbios antropogénicos.

De manera similar la riqueza de algunas familias a través de un gradiente de altitud en los Andes al centro de Bolivia, está correlacionada con la humedad, elevación, temperatura, potencial de evaporación y disponibilidad de luz (Kessler, 2000). Por su parte la riqueza de leñosas para el bosque de encino es de 68 especies. La diversidad por sitio de muestreo se incrementa desde un índice de 1.09 (que incluye 7 especies) a los 2,570 m de altitud hasta 2.79 (con 26 especies) a 2,150 m de altitud (Figura 8). El índice de diversidad medio es de 2.06, mientras que la equitatividad media es de 75.19.

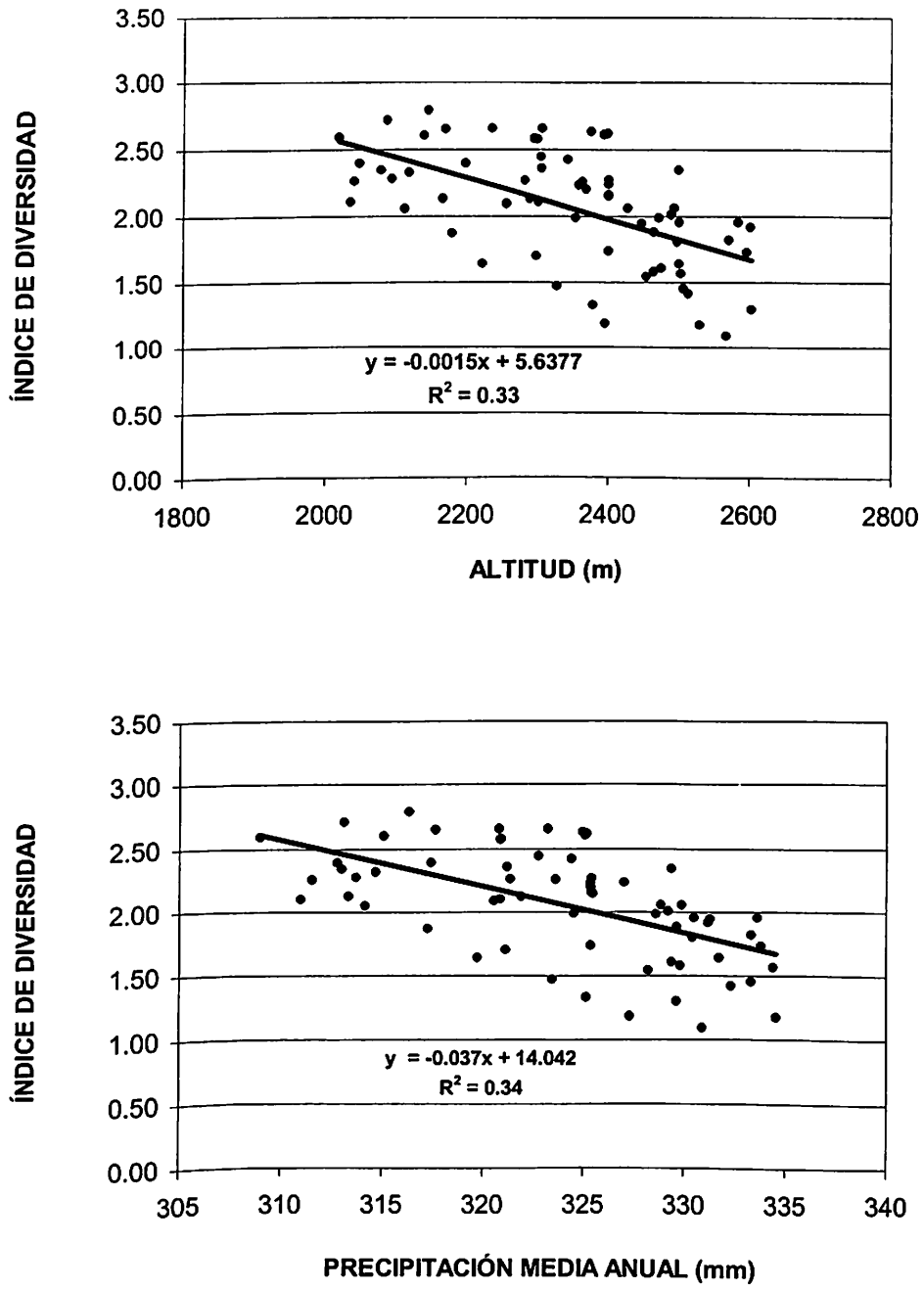


Figura 8. Diversidad de leñosas del bosque de encino a través de gradientes ambientales.

continuación.

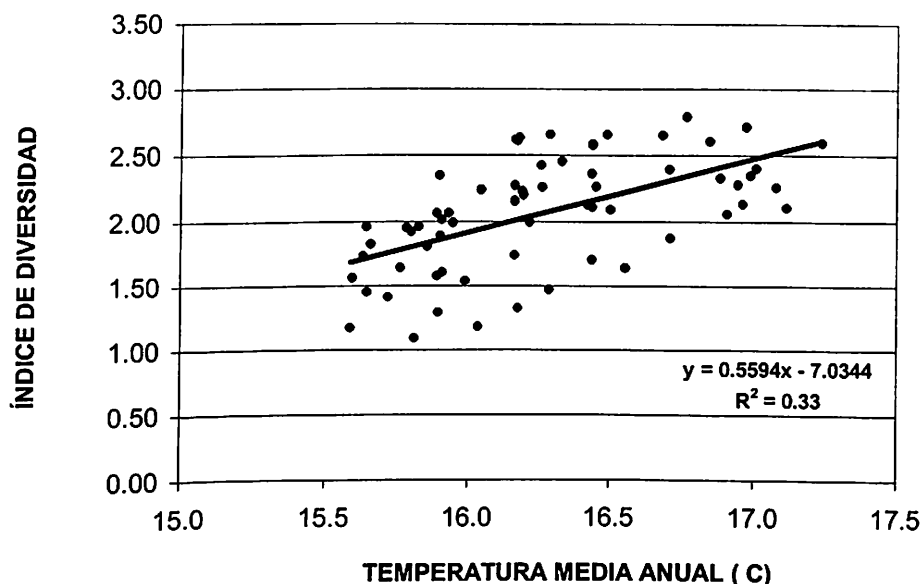


Figura 8. Diversidad de leñosas del bosque de encino a través de gradientes ambientales.

A medida que decrece la altitud, la riqueza y abundancia del estrato arbóreo de los bosques de encino disminuye, sin embargo, se incrementa la riqueza de arbustivas y herbáceas anuales, como resultado de que en los bosques de bajas elevaciones es menor la cobertura del dosel, por lo que una mayor radiación solar penetra al interior del bosque (Givnish, 1995, 1998) como resultado de la mayor incidencia de sequía, incendios y disturbios antropogénicos (Vetaas, 1997), además de una elevada abundancia de árboles deciduos (Vásquez y Givnish, 1998) como *Quercus saltillensis* y *Q. grisea*, lo cual favorece el establecimiento de arbustos de afinidad xérica, esto debido a la cercanía con el matorral de rosáceas (Arce y Marroquín, 1985).

De manera general el patrón de diversidad encontrado en los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé coincide con lo obtenido por Gentry (1988) para los bosques neotropicales y por Rey Beneyas (1995) para los bosques boreales de British Columbia; sin embargo, se observa una variación importante entre la diversidad y riqueza de los sitios ubicados a la misma altitud, lo cual puede estar relacionado con factores como el tamaño y el historial de manejo del bosque (Santiago y Jardel, 1993). Aunque las condiciones ecológicas son determinantes de la diversidad de una comunidad, debe considerarse también la influencia de la diversidad regional y de los procesos históricos (Ricklefs, 1987), ante esto, Gillespie *et al.* (2000) encontraron una correlación significativa entre el disturbio antropogénico (intensidad y frecuencia de incendios, aprovechamiento de arbolado y apacentamiento) y la riqueza de especies totales, así como de riqueza de árboles y arbustos.

Aunque se desconoce cuáles factores ambientales y cómo interactúan entre ellos para determinar la diversidad de especies (Gentry, 1988) pero sin duda, los patrones de diversidad y riqueza de especies obedecen a un complejo de gradientes ambientales y, como se ha comentado, las variables ecológicas de temperatura y precipitación ejercen mayor influencia en la diversidad.

La Conservación de la Diversidad de los Bosques de Encino: Implicaciones

La flora vascular de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé representa 63% (259) de las 409 especies y taxa infraespecíficos registrados por Arce (1980), siendo de esta manera la comunidad que alberga una mayor riqueza de plantas dentro del macizo, con lo cual contribuyen al mantenimiento de la diversidad

local. Aun cuando no incluye taxa con distribución restringida para tales bosques, en esta comunidad se presentan especies poco abundantes, de éstas algunas orquídeas son escasas y por ello raras: *Govenia lilacea*, *Goodyeria oblongifolia* y *Malaxis* spp. Algunos encinos como *Quercus mexicana*, *Q. rugosa* y *Q. sideroxyla*, aunque tienen amplia distribución en México, en Coahuila, se trata de especies raras de escasa abundancia (Encina, 1996). Por otra parte el bosque de *Quercus saltillensis*, *Q. laeta* y *Q. grisea* solamente se presenta en la sierra de Zapalinamé y en la sierra de la Concordia, al sureste de Coahuila, siendo más abundante en la primera. Marines (com. pers.) considera que los encinares son hábitat de una elevada riqueza de aves y mamíferos, entre éstos al oso negro (*Ursus americanus*) especie bajo estatus de conservación según la NOM-059-ECOL-2001 (Anónimo, 2002), lo cual justifica ampliamente la conservación del bosque de encino.

Por lo anterior es importante la implementación de medidas que garanticen la conservación de los encinares y de la riqueza de especies. La riqueza de plantas deberá ser conservada como una estrategia del mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas. Ante esto, Margalef (1991), considera que los ecosistemas de alta diversidad deberán protegerse con la finalidad de apoyar la estabilidad de la biosfera. La conservación de la biodiversidad local es uno de los objetivos centrales del área protegida (Anónimo, 1996), por lo que las prioridades de conservación, incluirán el control de las especies introducidas y el mantenimiento de la riqueza y diversidad de especies, con énfasis en las vulnerables.

La diversidad biológica es una de las propiedades ecológicas más robustas de los ecosistemas, pero solamente la comprensión de su profundo significado

puede proporcionar ayuda para la conservación (Montalvo y Herrera, 1993). Los conservacionistas casi siempre contemplan la diversidad, así como la riqueza de especies dentro del diseño de áreas naturales protegidas (Norton, 1986). Por su parte Margules y Usher (1981) mencionan que la diversidad de especies y hábitats, además de la rareza de los taxa presentes han sido los principales criterios para decidir la conservación de un ecosistema en particular, mientras que algunos autores utilizan los taxa endémicos como criterio principal, considerando que las especies con distribución más amplia serán protegidas dentro de las áreas seleccionadas para las especies de distribución restringida (Robelo 1994a; Thirgood y Heath, 1994). La aplicación de las medidas de diversidad en la conservación está sostenida por la idea de que las comunidades ricas en especies son mejores que la pobres o que una mayor diversidad significa una cualidad ecológica más elevada (Magurran, 1988), además de que la protección de especies se basa principalmente en que representan un beneficio económico para el hombre, actual o potencial (Frankel y Soulé, 1981; Helliwell, 1982). Sin embargo, la diversidad de especies no deberá ser el criterio exclusivo para la conservación, ante esto Margules (1986) considera que se deberá tomar en cuenta el tipo de hábitat o comunidad a conservar. La conservación de la biodiversidad se concentra casi exclusivamente en la evaluación de la diversidad de especies, a través de la estimación de la riqueza de especies (Margules y Usher (1981), sin embargo, se deberán considerar los modelos de abundancia de las especies dentro de la comunidad (Magurran, 1988).

Para preservar la diversidad biológica y la dinámica de las comunidades, la conservación tiene que considerar los procesos de disturbio (Hobbs y Huenneke, 1992), ya que de continuar la presión hacia el bosque de encino, algunas especies

pueden ser susceptibles de la extinción. El efecto del disturbio es relevante para la selección de estrategias de conservación, particularmente en áreas densamente pobladas (Vetaas, 1997), siendo éste un problema importante para la conservación, ya que propicia la invasión y eliminación de especies, pero es la interacción entre varios disturbios lo que hace mayor su efecto. Las plantas invasoras pueden tener efectos indeseables al reducir o desplazar a las nativas y alterar las funciones del ecosistema (Hobbs y Huenneke, 1992). Como parte de las políticas de conservación, Veetas (1997) considera que como parte del régimen de disturbio de los bosques, se deberá permitir el impacto antropogénico a baja escala, sin embargo, con el aumento del disturbio del dosel se reduce la diversidad y se puede cambiar la composición, con la dominancia de malezas ruderales.

CONCLUSIONES

La distribución de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé está condicionada por la altitud, exposición y posición topográfica, relacionadas a su vez con las condiciones microclimáticas. Así, por ejemplo, en laderas de exposición norte, altitudes medias y cañones se tiene mayor precipitación y la temperatura es óptima para el desarrollo de los encinos.

Los bosques de encino restringen su distribución al fondo de cañones con altitudes de 2,000 a 2,600 m, cuyas precipitaciones alcanzan entre 309 - 334 mm, mientras que la temperatura oscila entre 15.6 y 17.2°C, por lo cual los climas son templado semiseco y templado subhúmedo.

La más alta diversidad alfa en términos de número de especies y la diversidad de Shannon - Weiner se presenta en los bosques de clima templado semiseco dominados por *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*. En ellos se alberga 80% de la flora total del bosque de encino, de ésta 66 especies (28%) están presentes. Por su parte el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* alberga 64% de la flora total de los encinares, de la cual 37 especies (16%) se distribuyen regularmente en él.

La riqueza de especies del bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, se incrementa debido a la infiltración de especies de los matorrales ubicados en áreas adyacentes, algunas ruderales dispersadas por el ganado, además de taxa que son abundantes en el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, sin embargo, escasos en dicha asociación del bosque.

La diversidad y riqueza de los bosques está determinada por la ubicación geográfica del macizo montañoso, por la variedad de hábitats debido a su topografía irregular, por la ocurrencia de disturbios antropogénicos, además por la infiltración de especies del matorral submontano. La altitud ejerce mayor influencia en la diversidad de especies debido a que condiciona la temperatura y precipitación.

De acuerdo con la diversidad y composición de especies del bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, se refleja una etapa sucesional avanzada y mayor grado de conservación. Mientras que los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* tienen una elevada riqueza de especies, sin embargo, éstas son ruderales y anuales, poseen un menor grado de conservación, además, por la presión de los disturbios son medianamente inmaduros.

El manejo del área protegida deberá fomentar la conservación de los bosques. Los resultados obtenidos sugieren que para el manejo de los encinares del área protegida, el control de los disturbios antropogénicos deberá tener una alta prioridad, por lo cual como parte de las estrategias para conservar la diversidad biológica es necesario eliminar el apacentamiento y realizar un programa de supresión activa del fuego que tendría como ventaja la conservación de la diversidad del bosque.

LITERATURA CITADA

- Aguado, G.A., E. García M., C. Velasco y J.L. Flores. 1996. Importancia de los elementos climáticos en la variación florística temporal de pastizales semidesérticos. *Acta Bot. Mex.* 35:65-81.
- Albert, D.A. and B.V. Barnes. 1987. Effects of clearcutting on the vegetation and soil of a sugar maple-dominated ecosystem, western upper Michigan. *For. Ecol. Manage.* 18:283-298.
- Anónimo. 1983. Síntesis geográfica de Coahuila. México. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Secretaría de Programación y Presupuesto. 163 p.
- Anónimo. 1996. Decreto de la sierra de Zapalinamé como área natural protegida, con carácter de zona sujeta a conservación ecológica. *Periódico Oficial del Gobierno de Coahuila*. Tomo CIII. No. 83. Saltillo, Coah.
- Anónimo. 1998. Programa de Manejo de la zona sujeta a conservación ecológica "Sierra de Zapalinamé". Buenavista, Saltillo. Coah. 179 p.
- Anónimo. 2002. Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales - Instituto Nacional de Ecología. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002. México D. F. 40 p.
- Arce, G. L. 1980. Adición al estudio de la vegetación y la flora del cañón de San Lorenzo, Saltillo, Coah., México. Tesis Fac. Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 92 p.

- Arce, G. L. y J. S. Marroquín. 1985. Las unidades fisonómico-florísticas del cañón de San Lorenzo, Saltillo, Coahuila, México. *Biotica* 10(4): 369-393.
- Barbour, M.G., J.H. Burk and W.D. Pitts. 1980. *Terrestrial plant ecology*. The Benjamin / Cummings publishing Company, Inc. 604 p
- Barik, S.K., H.N. Pandey, R.S. Tripathi and P. Rao. 1992. Microenvironmental variability and species diversity in treefall gaps in a sub-tropical broadleaved forest. *Vegetatio* 103:31-40.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystem in southern Illinois. *Ecology* 56(2): 485-488.
- Bormann, H.F. and G.E. Likens. 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer - Verlag, New York.
- Brower, J.E., J.H. Zar and C.N. von Ende. 1990. *Field and laboratory methods for general ecology*. Wm. C. Brown Publ. 237 p.
- Casas, S. R., S. González E. y J. A. Tena F. 1995. Estructura y tendencias sucesionales en vegetación de clima templado semi-seco en Durango, México. *Madroño* 42(4): 501-515.
- Challenger, A. 1998. Utilización de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO – IB-UNAM – SIERRA MADRE. 813 p.
- Clements, F.E. 1936. Nature and structure of the climax. *J. Ecol.* 24:252-284.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- De Grandpré, L., D. Gagnon and Y. Bergeron. 1993. Changes in the understory of Canadian southern boreal forest after fire. *J. Veg. Sci.* 4:803-810.
- DeJong, T.M. 1975. A comparison of three diversity indices based on their components of richness and evenness. *Oikos* 26:222-227.
- Encina, D. J. 1996. Distribución y aspectos ecológicos del género *Quercus* L. en el estado de Coahuila, México. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah., México 123 p.
- Encina, D. J. y J.A. Villarreal. 2002. Distribución y aspectos ecológicos del género *Quercus* L. en el estado de Coahuila, México. *Polibotánica* 13: 1-23.
- Espinosa, G.J. 2001. Fagaceae 81-91 p. in: J. Rzedowski y G. Calderón (eds.). *Flora fanerogámica del valle de México*. CONABIO - Instituto de Ecología, A.C. Pátzcuaro, Mich. 1406 p.
- Fleischner, T.L. 1994. Ecological cost of livestock grazing in western North America. *Conserv. Biol.* 8: 629 - 644.

- Flores, V.O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. UNAM-CONABIO, México, D.F. 431 p.
- Frankel, O.H. and M.E. Soulé. 1981. Conservation and evolution, Cambridge University Press. Cambridge.
- Gauch, H.G. Jr. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. Ann. Missouri Bot. Garden 75: 1-34.
- Gillespie, T.W., A. Grijalva and C.N. Farris. 2000. Diversity, composition and structure of tropical dry forests in Central America. Plant Ecology 147: 37-47.
- Gilliam, F.S. 1988. Interactions of fire with nutrients in the herbaceous layer of a nutrient - poor Coastal Plain forest. Bull. Torrey Bot. Club 115: 265-271.
- Givnish, T.J. 1988. Sun and shade adaptations: a whole plant perspective. Australian J. of Plant Physiology 15:63-92.
- Givnish, T.J. 1995. Adaptive plant evolution on islands: classical patterns, molecular data, new insights. 281-304 p. in: P. Grant (ed.). Evolution in Islands Oxford University Press, Oxford.
- González, E. M., P. Quintana A., N. Ramírez M. and P. Gaytán G. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus* - *Quercus* forests of the highlands of Chiapas, Mexico. J. Veg. Sci. 2:351-360.
- González, E.M., N. Ramírez M., P. Quintana A. y M. Martínez I. 1995. La utilización de encinos y la conservación de la biodiversidad en Los Altos de Chiapas, en: Marroquín, J.S. (ed.), III Seminario nacional sobre utilización de encinos. UANL. Rep. Cient. No. Esp. 15. Tomo 1: 183-197 p. Linares, N.L.
- González, E. S., M. González E. y A. Cortés O. 1993. Vegetación de la reserva de la biosfera "La Michilía", Durango, México. Acta Bot. Mex. 22: 1-104.
- Gregg - Smith, P. 1983. Quantitative plant ecology, Blackwell, Oxford.
- Harcome, P.A. and P.L. Marks. 1977. Understory structure of a mesic forest in southeastern Texas. Ecology 58:1144-1151.
- Hanen, A.J., F. Di Castri and R.J. Naimman. 1988. Ecotones: What and Why in: Di Castri, F., A.J. Hansen y M.M. Hollands (eds.). A new look at ecotones. IUBS, UNESCO MAP SCOPE. Special issue 17.
- Helliwell, D.R. 1982. Assessment of conservation values of large and small organisms. J. Environm. Manag. 15:273-277.

- Hobbs, R.J. and L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6:324-337.
- Houston, M.A. 1979. A general hypothesis of species diversity. *Amer. Nat.* 113:81-101.
- Houston, M.A. 1998. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. University Press. Cambridge. 681 p.
- Hulbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-586.
- Hutchinson, T.F., R.E. Boerner, L.R. Iverson, S. Sutherland and E. Kennedy. 1999. Landscape patterns of understory composition and richness across a moisture and nitrogen mineralization gradient in Ohio (U.S.A.) *Quercus* forests. *Plant ecology* 144 (2):177-189.
- Janson, S. and Vegelius, J. 1981. Measures of ecological association. *Oecología* 49:371-376.
- Kessler, M. 2000. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant ecology* 149(2):181-193.
- Krebs, J.C. 1972. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance.* Harper & Row Publishers. New York. 678 p.
- Ludwing, J.A. and J.F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing.* John Wiley, New York. 337 p.
- MacArthur, R.H. 1965. Patterns of species diversity. *Biol. Rev.* 40: 510-533.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 179 p.
- Margalef, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect. Acad. Arts Sci.*, 44 :211-235.
- Margalef, R. 1991. *Teoría de los sistemas ecológicos.* Publicacions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, España. 275 p.
- Margules, C.R. 1986. Conservation evaluation in practice. 298-314 p. in: M.B. Usher (ed.). *Wildlife Conservation Evaluation.* Chapman and Hall, London.
- Margules, C.R. and M.B. Usher 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conserv.* 21:79-109.
- Marroquín, J.S. 1976. Vegetación y florística del nordeste de México. I. Aspectos sinecológicos en Coahuila. *Rev. Soc. Mex. de Hist. Nat.* 36: 69-101.

- McDonald, J.A. 1990. The alpine-subalpine flora of northeastern Mexico. *Sida* 14(1): 21-28.
- McMinn, J.W. 1992. Diversity of woody species 10 years after four harvesting treatments in the oak - pine type. *Can. J. For. Res.* 22: 1179-1183.
- McVaugh, R. 1974. Fagaceae. in: *Flora Novo-Galiciana. Contrib. Univ. Mich. Herb.* 12(3): 1-93.
- Medina, B. R. 1983. Delimitación de sitios circulares de muestreo en investigación forestal. *Ciencia Forestal* 8(43): 3-25.
- Montalvo, J. y P. Herrera. 1993. Diversidad de especies en los humedales: criterios de conservación. *Ecología* 7: 215-231.
- Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. Inc., New York. 547 p.
- Muller-Using, B. 1994. Contribuciones al conocimiento de los bosques de Encino y Pino-Encino en el Noreste de México. Reporte Científico No. Especial 14. Fac. de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L. 181 p.
- Nixon, K.C. 1993a. The genus *Quercus* in Mexico. Chapter 16, 447-458 p. In T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa (eds.). *Biological Diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press. New York. 812 p.
- Nixon, K.C. 1993b. Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. *Annales des sciences forestières* 50 (suppl. 1):25s-34s.
- Nixon, K.C. and C.H. Muller. 1992. The taxonomic resurrection of *Quercus laceyi* Small (Fagaceae). *Sida* 15(1):57-69.
- Norton, B.G. 1986. *The preservation of species*, Princeton University Press, Princeton.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Olvera, V., M., S. Moreno G. y B. Figueroa R. 1996. Sitios permanentes para la investigación silvícola. Manual para su establecimiento. Libros del Instituto Manantlán. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jal. 55 p.
- Palmer, M.W. 1993. Putting things in even better order, the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74(8):2215-2230.
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:285-307.
- Peet, R.K. 1975. Relative diversity indices. *Ecology* 56:496-498.

- Peet, R.K. and N.L. Christensen. 1980. Succession: a population process. *Vegetatio* 43:131-140.
- Pettit, N.E., F. Raymond H. and L. Phillip G. 1995. Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. *J. Veg. Sci.* 6: 121-130.
- Pickett, S.T.A., J. Kolasa, J.J. Armesto and S.L. Collins. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54: 129-136.
- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.* 13:131-144.
- Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley and Sons, Inc., New York 286 p.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley and Sons, Inc. New York.
- Pielou, E.C. 1984. The interpretation of ecological data. Wiley and Sons, Inc. New York.
- Poiner, I.R. and R. Kennedy. 1984. Complex patterns of change in the microbenthos of a large sandbank following dredging. *Mar. Biol.* 78:335-352.
- Portes, V.L. 2001. Evaluación del cambio de uso de suelo y del paisaje regional en la sierra Zapalinamé. *Sociedades rurales, producción y medio ambiente* 2(1): 41-51.
- Qian, H., K. Klinka and G.J. Kayahara. 1998. Latitudinal patterns of plant diversity in the North America boreal forest. *Plant Ecology* 138 (2):161-178.
- Ramírez, M., J. C. 1998. Un sistema de información geográfica para la identificación de los determinantes de la vegetación y usos del suelo en la sierra de Zapalinamé, Coah., México. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah., México 103 p.
- Resh, V.H. 1979. Biomonitoring species diversity indices, and taxonomy. In: Grassle, J.F., G.P. Patil, W. Smith y C. Taillie. (eds.). *Ecological diversity in theory and practice*, pp. 241-253. International Cooperative Publishing House, Fairland, MD.
- Rey Beneyas, J.M. 1995. Patterns of diversity in the strata of boreal montane forest in British Columbia *J. Veg. Sci.* 6: 95-98.
- Rice, B. and M. Westoby. 1983. Plant species richness at the 0.1 hectare scale in Australian vegetation compared to other continents. *Vegetatio* 52:129-140.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167-171.

- Risser, P.G. and E.L. Rice. 1971. Diversity in tree species in Oklahoma upland forests. *Ecology* 52(5): 876-880.
- Robelo, A.G. 1994. Iterative selection procedures: centres of endemism and optimal placement of reserves. *Strelitzia* 1:231-257.
- Roberts, M.R. and F.S. Gilliam. 1995. Disturbance effects on herbaceous layer vegetation and soils nutrients in *Populus* forests of northern lower Michigan. *J. Veg. Sci.* 6:903-912.
- Ross, H.H. 1972. The origin of species diversity in ecological communities. *Taxon* 21:253-259.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. México, D.F. 432 p.
- Rzedowski, 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Bot. Mex.* 14:3-21.
- Sanders, H.G. 1968. Marine benthic diversity, a comparative study. *Am. Nat.* 102: 243-282.
- Santiago, P.A. y E. J. Jardel. 1993. Composición y estructura del bosque mesófilo de montaña en la sierra de Manantlán, Jalisco-Colima. *Biotam* 5(2):13-26.
- Shmida, A. and M. Wilson. 1985. Biological determinants of species diversity. *J. Biogeogr.* 12:1-20.
- Schumann, M.E., A.S. White and J.W. Witham. 2003. The effect of harvest-created gaps on plant species diversity, composition and abundance in Maine oak-pine forest. *For. Ecol Manage.* 176:543-561.
- Smilauer, 1992. *Cano Draw User's guide version 3.0*. Microcomputer power. Ithaca, N.Y., E.U.A.
- Southwood, 1978. *Ecological methods*, Chapman and Hall, London
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67 (5): 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetation* 69:69-77.
- Ter Braak, C. J. F. 1988. Partial canonical correspondence analysis. pages 551-558. In: Bock, H.H. (ed.). *Classification and related methods of data analysis*. Elsevier Sc. Pub. B.V. (North-Holland). Amsterdam, The Netherlands.
- Ter Braak, C. J. F. 1990. Update notes: CANOCO versión 3.10. Agricultural Mathematics Group. Wageningen. 35 p.

DISCUSIÓN GENERAL

Se conocen 14 encinos de la sierra de Zapalinamé, siendo un centro de diversidad del género *Quercus* en Coahuila (Encina, 1996), de éstos, ocho son arbóreos, los más abundantes son *Quercus greggii*, *Q. saltillensis*, *Q. laeta*, *Q. grisea* y *Q. mexicana*. La mayoría extienden su distribución desde el centro y sur del país hasta el sureste de Coahuila, a través de la Sierra Madre Oriental (Zavala, 1995; Espinosa, 2001), otras en cambio son abundantes en la Sierra Madre Occidental (Mc Vaugh, 1974; González *et al.*, 1993) mientras que *Q. saltillensis* es endémico del sureste de Coahuila (Encina y Villarreal, 2002).

La flora vascular está integrada por 259 taxa, en 177 géneros y 67 familias, lo que representa el 63 por ciento de la flora registrada por Arce (1980) para el macizo montañoso. El número de leñosas es de 68 taxa, de éstas 20 son árboles (55 por ciento encinos, 24 por ciento coníferas y el resto otras latifoliadas). El estrato herbáceo está integrado por 171 especies. A semejanza de los bosques de *Quercus* de México las familias mejor representadas son: Asteraceae, Poaceae y Fabaceae (Rzedowski, 1978).

La flora del estrato arbóreo se compone de especies de climas templados, por lo que la afinidad fitogeográfica es de tipo holártico (Rzedowski, 2001). La riqueza arbórea es baja, la fisonomía de la vegetación está dominada por dos o más

especies, al igual que en los encinares de México (Rzedowski, 1978). Los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, tienen mayor riqueza arbórea, ya que convergen especies del bosque de pino y oyamel.

Con la aplicación de las técnicas de ordenación y clasificación del bosque de encino del macizo montañoso, se reconocieron dos asociaciones: el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*, que se desarrolla en el cañón de San Lorenzo, en sitios con mayores altitudes y condiciones de humedad y el bosque de *Q. saltillensis* - *Q. laeta*, común en los cañones de la exposición noroeste conocida como El Frente y en bajas elevaciones del cañón de San Lorenzo. Mediante el análisis de correspondencia canónica se manifiesta que el arreglo de los sitios y las especies se relaciona con un gradiente de altitud (asociado con la humedad y temperatura), además con el tipo de suelo y la exposición.

De esta manera en el área de estudio los encinares tienen "preferencias" ecológicas diversas, los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* se localizan en cañones con mayor altitud y humedad donde el clima es templado subhúmedo, mientras que los de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* son propios de clima templado semiseco. La distribución de los encinares en cuestión se restringe a sitios con mayor humedad a través de un gradiente altitudinal de 2,000 a 2,600 m. La precipitación media es de 324 mm y la temperatura media anual es 16°C, las que coinciden con lo reportado por Rzedowski (1978) para encinares de México, a excepción de la precipitación, cuyo valor es el más bajo registrado en el país.

La densidad y área basal total de los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* son de 2,277 individuos ha^{-1} y 28.84 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, mientras que en los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* son de 2,341 individuos ha^{-1} y 17.34 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ respectivamente. El área basal está influenciada por los diámetros bajos, aún cuando las especies tengan una alta densidad. Tales atributos son considerados como bajos en comparación con la mayoría de los encinares mexicanos (Rzedowski, 1978; González *et al.*, 1993; Saldaña y Jardel, 1994; González *et al.*, 1995a; Zavala, 1995) del centro y sur de México donde existen otras condiciones ambientales, que propician su incremento y riqueza arbórea. Los bosques presentan semejanzas estructurales con los encinares del centro y norte de Coahuila (Muller, 1947; Villarreal, 1994; Wood *et al.*, 1999) y la Sierra Madre Oriental en Nuevo León (Valdés y Aguilar, 1983; Muller-Using, 1994), pero con diferencias florísticas notables, quizás debido a la similitud en las condiciones climáticas. El promedio de regeneración para las dos asociaciones es de 157 individuos ha^{-1} y de juveniles es de 87 individuos ha^{-1} , lo cual se considera bajo, comparado con lo registrado para otros encinares de México (Saldaña y Jardel, 1991, Eckelmann, 1995, Galindo *et al.*, 2002). La distribución de las categorías diamétricas representa de manera aproximada una "J" invertida, propia de bosques de edades no uniformes (Daniel *et al.*, 1982), tal distribución diamétrica es propia de especies tolerantes a la sombra en bosques húmedos (Murphy y Farrar, 1988).

El deficiente reclutamiento de encinos es una condición que prevalece en encinares de México (Saldaña y Jardel, 1991; González *et al.*, 1993; Muller-Using, 1994; Casas *et al.*, 1995), de Norteamérica (Crow, 1988; Mensing, 1992) y Eurasia (Veetas, 2000). La baja densidad puede estar limitada por la ocurrencia de

incendios, aunque se ha comentado que en algunos encinos estimula sus rebrotes (Abrams, 1992), sin embargo, otras especies no dependen de rebrotes para su regeneración, por lo que el fuego es perjudicial para las plántulas (Zavala, 2000), propicia además que se establezca una abundancia de herbáceas anuales, zacates, así como de arbustivas (Ramírez *et al.*, 2001). De igual manera el apacentamiento, impide su establecimiento, puesto que es sensible al ramoneo de los brotes y a pisoteo (González *et al.*, 1993), así, la regeneración mostró huellas de ramoneo. Por último, es notable el estrato arbustivo, por su elevada abundancia de especies, las que representan competencia para la regeneración. Se detectaron rebrotes y pocas plántulas, lo cual es similar para encinares de Nuevo León (Eckelmann, 1995; Fisher y López, 1995). Las plántulas se localizaron en los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* y coincide con lo señalado por Vetaas, (2000) donde los sitios presentan condiciones ambientales favorables y no son perturbados.

El bosque de encino ha sido modificado tanto en superficie como en distribución, debido a la presión antropogénica (Portes, 2001). La asociación de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* es la más afectada, debido a su cercanía con las áreas urbanas, donde es común el apacentamiento de caprinos, la ocurrencia de incendios superficiales y la recreación (Portes, 2001), lo que ha modificado la composición de especies y su estructura. Ramírez, *et al.* (2001) consideran que el disturbio antropogénico, aún sin la apertura del dosel, modifica los patrones de reclutamiento del arbolado. La asociación de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* se desarrolla donde existían corrientes de agua permanentes, pero debido a la extracción excesiva (Portes, 2001), éstas han desaparecido, ocasionando el debilitamiento del bosque. Como consecuencia del disturbio en algunos sitios, los encinos presentan

hemiparásitas (muérdago), lo cual según Rzedowski, (1978) y Casas *et al.* (1995), está relacionada con indicios de perturbación.

Algunos encinares desaparecen porque las especies no resisten los incendios o bien por la falta de regeneración impidiendo su perpetuación (Rzedowski, 1978; Zavala, 2000), los cuales son sustituidos por matorrales xéricos (Casas *et al.*, 1995). En encinares húmedos de Norteamérica el reemplazo de encinos por otras latifoliadas se debe a la supresión de incendios (Abrams y Downs, 1990; Abrams, 1992). Para bosques de clima templado semiseco, como la sierra de Zapalinamé, donde no existe competencia de especies tolerantes a la sombra, los encinos pueden no depender del fuego para su regeneración (Abrams, 1992). Aun cuando tales bosques no son "talados" y al no existir regeneración y de seguir los impactos como hasta ahora, desaparecerían los bosques. La abundancia de arbustos xéricos sugieren que los bosques de encino pueden ser reemplazados en el mediano plazo por matorrales, similar a lo reportada por Casas *et al.* (1995) para Durango, México.

La riqueza de especies de las comunidades vegetales tiene patrones claramente definidos y diferenciados (Gentry, 1988). Para los encinares la riqueza fluctúa entre 154 a 202 especies y al igual que lo discutido por Vetaas (1997) la variación entre la riqueza de especies vasculares está influenciada por las herbáceas. Los valores del índice de Shannon - Weiner más elevado es de 4.92 nats y corresponde a los bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* y en menor grado el índice de 4.51 nats al bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*. A pesar de tal diferencia, ambos valores son altos ya que, de acuerdo con Margalef (1972), los valores de diversidad utilizando tal índice se ubican entre 1.5 y 3.5 y raras veces

sobrepasa 4.5. La comparación del índice entre asociaciones mostró diferencias altamente significativas, la composición florística presenta poca similitud. De igual manera la alta diversidad beta encontrada podría estar relacionada con la heterogeneidad ambiental tanto climática, edáfica como del relieve (Krebs, 1978) y, finalmente, tal diversidad se explica por la mezcla de especies de otras comunidades adyacentes (Marroquín, 1976; Valdés y Aguilar, 1985).

De los bosques de encino la asociación dominada por *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, presenta la mayor riqueza de herbáceas y arbustivas, así como en diversidad de especies. Esto se puede explicar por varias razones: primero, la continua incidencia de perturbaciones antropogénicas ocasionadas por incendios y apacentamiento, ya que después de la ocurrencia de tales disturbios, los arbustos y hierbas colonizan rápidamente tales sitios (De Grandpré *et al.* 1993; Rey Beneyas, 1995), la disponibilidad temporal de nutrientes después de incendios facilita la invasión y repoblación abundante de herbáceas (Hobbs y Huenneke, 1992). Ante esto, se ha encontrado que en sitios con mayor contenido de nitrógeno se advierte un incremento en la riqueza de herbáceas (Hutchinson *et al.*, 1999). El apacentamiento en el área ha incrementado la riqueza de herbáceas, ya que propicia la diseminación y establecimiento de invasoras (Hobbs y Huenneke, 1992); además, por su hábito selectivo ocasiona que desaparezcan especies nativas y sean reemplazadas progresivamente por zacates y hierbas anuales de tipo ruderal (Pettit *et al.*, 1995; Vetaas, 1997). En bosques de Australia, Pettit *et al.* (1995) observaron que la riqueza y diversidad de herbáceas perennes, nativas, disminuyó con el incremento del apacentamiento, el cual fomentó la invasión de hierbas y zacates anuales introducidos. El efecto del disturbio en la diversidad ha sido documentado

para otras regiones, así Albert y Barnes (1987), Roberts y Gilliam (1995), Gillespie *et al.* (2000) y Schumann *et al.* (2003) encontraron una alta riqueza de herbáceas y arbustivas en comunidades boscosas y selváticas recientemente perturbadas.

Finalmente, la diversidad se debe a que entre los encinares de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta* y los matorrales submontano de rosáceas y de encinos (Arce y Marroquín, 1985) existen amplias zonas transicionales, por lo cual se infiltran arbustos. Las perturbaciones mencionadas ocasionan la apertura del dosel que, aunado a la prolongada sequía, facilitan el establecimiento de arbustos y hierbas de afinidad xérica. Se ha documentado que las áreas transicionales entre comunidades poseen mayor riqueza de especies (Hanan *et al.*, 1988). Tal riqueza se debe en parte, además de lo expuesto, al “efecto migrante” de Shmida y Wilson (1985), lo que explica que ocurren inmigraciones accidentales de especies propias de comunidades cercanas y así se incrementa la diversidad alfa. De esta forma convergen hacia el bosque algunas especies de los matorrales de rosáceas y de encino, así como del bosque de pino y de oyamel.

De manera tradicional se ha considerado que las comunidades clímax, tienen un elevado número de especies (Clements, 1936; Odum, 1969). Sin embargo, se ha reconocido que el disturbio incrementa la riqueza de especies (Connell, 1978; Houston, 1979). Las elevadas diversidad y riqueza del bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, sometido a perturbaciones, se ajusta a la hipótesis de disturbio intermedio (Connell, 1978) e indica que, a niveles moderados de disturbio, se dan sus valores máximos; sin embargo, los disturbios propician la invasión de ruderales e introducidas (Hobbs y Huenneke, 1992). Para encinares de los Himalaya en Nepal,

con disturbio intermedio, Vetaas (1997) menciona una elevada riqueza de herbáceas, además de ruderales. La diversidad de los bosques es consistente con lo encontrado por Bormann y Likens (1979) y Houston (1998), quienes discuten que la riqueza de especies es más alta en áreas recientemente desmontadas y disminuye en estados sucesionales avanzados.

La diversidad de especies a través del gradiente de altitud muestra que disminuye conforme ésta aumenta. Por lo tanto, se admite que los factores ambientales del bosque de encino están condicionados por la altitud, la cual con su aumento determina un descenso de la temperatura, condición que hace disminuir la riqueza de especies (Whittaker, 1965), de tal forma que existe un gradiente de incremento de la diversidad de especies (y riqueza) de altas a bajas elevaciones (Barbour *et al.*, 1980; Gentry, 1988; Santiago y Jardel, 1993).

Las variables climáticas de elevación, temperatura y precipitación son las que explican en parte la riqueza y diversidad de especies, así, tales atributos están relacionados de manera negativa con la altitud y con la precipitación, mientras que con respecto a la temperatura, se relaciona de manera positiva, presentando un incremento lineal con el aumento de este gradiente. Para algunos bosques neotropicales Gentry (1988) así como para la sierra de Manantlán (Santiago y Jardel (1993) y Vásquez y Givnish (1998), se ha observado que la diversidad de árboles está influenciada por la altitud y la precipitación, mientras que en bosques boreales de British Columbia, Rey Beneyas (1995) encontró que la elevación del terreno condiciona la riqueza de especies, la cual disminuye, en especial la del estrato herbáceo.

A medida que decrece la altitud y la precipitación, la riqueza y abundancia del estrato arbóreo de los bosques disminuye. Según Vásquez y Givnish (1998) las mayores condiciones de humedad prevalecen con el incremento de la altitud, de igual manera en los bosques neotropicales Gentry (1988) encontró que la riqueza de árboles se incrementa en el gradiente de precipitación, sin embargo, en bajas elevaciones se incrementa la riqueza de arbustivas y herbáceas anuales, como resultado de que en bosques de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, situados en bajas elevaciones es menor la cobertura del dosel, por lo que una mayor radiación solar penetra al interior del bosque (Givnish, 1995 y 1998).

Ahora bien, como resultado de la mayor incidencia de sequía y disturbios antropogénicos (Vetaas, 1997), además de una elevada abundancia de árboles deciduos (Vásquez y Givnish, 1998) como *Quercus saltillensis* y *Q. grisea*, se favorece el establecimiento de arbustos de afinidad xérica, debido a la cercanía con el matorral de rosáceas y de encinos (Arce y Marroquín, 1985). Se da, asimismo, una elevada riqueza de herbáceas anuales, las más abundantes son *Astragalus greggii*, *Smallanthus uvedalius*, *Cologania pallida* y *Heliopsis parvifolia*. Los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* situados en altitudes mayores, tienen árboles perennifolios, con mayor grado de conservación y cobertura del dosel, dominando un estrato herbáceo de *Pleopeltis guttata*, *Dahlia coccinea*, *Solanum verrucosum*, *Oxalis latifolia* y *Malaxis brachycera*. Lo anterior se debe a que se trata de ambientes más húmedos. Según Ramírez *et al.* (2001) la apertura del dosel determina la composición de especies arbustivas y herbáceas.

En general la riqueza de especies aumenta con la disminución en la altitud, con el incremento de la precipitación y con el aumento de la temperatura y los disturbios antropogénicos. Se desconocen los factores ambientales (y cómo interactúan) para determinar la diversidad de especies (Gentry, 1988) pero sin duda, tales patrones obedecen a un complejo de gradientes. Las condiciones ecológicas determinan la diversidad y riqueza de una comunidad en gran parte, sin embargo, debe considerarse la influencia de la diversidad regional y de los procesos históricos de manejo (Ricklefs, 1987) y además del disturbio, considerando su tipo, frecuencia e intensidad (White y Pickett, 1985; Montalvo *et al.*, 1993; Attiwill, 1994).

En sitios ubicados a la misma altitud, existe una variación de diversidad - riqueza, lo cual puede estar relacionado con factores como el tamaño del bosque y su historial de manejo (Santiago y Jardel, 1993). La diversidad y la riqueza de especies están correlacionadas con la precipitación (Gentry (1988), Vásquez y Givnish (1998)), aun y cuando entre los bosques de encino no existen grandes diferencias, pero es evidente el número de especies, por lo cual, al menos para el área de estudio, dicha riqueza es probable que obedezca a otras variables ambientales así como del régimen de disturbios.

La flora vascular de los bosques de encino presenta 63 por ciento de las especies y taxa infraespecíficos registrados por Arce (1980), siendo en estas comunidades donde se alberga una mayor riqueza, con lo cual contribuye al mantenimiento de la diversidad local. Se presentan especies herbáceas y leñosas escasas y por ello raras. Además de que los encinares son hábitat de una elevada riqueza de fauna silvestre (Marines, com. pers.), lo cual justifica la conservación del

bosque. Por lo anterior es importante la implementación de medidas que garanticen la conservación de los encinares y de su riqueza. Ante esto, Margalef (1991), considera que los ecosistemas de alta diversidad deberán protegerse con la finalidad de apoyar la estabilidad de la biosfera y por ello la conservación de la biodiversidad local es el objetivo central del área protegida (Anónimo, 1996).

CONCLUSIONES GENERALES

Los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé están integrados por dos asociaciones: los bosques de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* y *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*. La composición florística, así como sus atributos estructurales, presentan claras diferencias lo cual es atribuible a la variación de las condiciones ambientales. La distribución de los encinares se restringe al fondo de los cañones y corrientes intermitentes en altitudes superiores a los 2,000 m.

Las dos asociaciones del bosque de encino tienen altos índices de diversidad y riqueza de especies, sin embargo, la más mayor riqueza y la diversidad de Shannon - Weiner se presentan en los bosques dominados por *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*. Dicha riqueza se incrementó con la presencia de ruderales, así como de especies que presentan algunos individuos que emigran de otras comunidades, en especial de los bosques de pino y oyamel y de arbustos del matorral de rosáceas.

La fisonomía y riqueza de especies de los encinares varían, dependiendo principalmente de las condiciones de temperatura y humedad ambientales. El patrón de diversidad del bosque de encino se incrementa con la disminución de la altitud y la humedad, y aumento de la temperatura. La elevada riqueza de especies vasculares en bosques ubicados en bajas elevaciones es el resultado del incremento en el número de herbáceas y arbustos.

Los encinares resultan ser una comunidad que está en riesgo de desaparecer, debido a su vulnerabilidad. De continuar las presiones antropogénicas, las condiciones climáticas desfavorables y la escasa regeneración, se ocasionará que sean gradualmente sustituidos por matorral de rosáceas y matorral de encinos.

El apacentamiento y los incendios son los principales disturbios que alteran la diversidad de especies disponibles para regenerar el bosque. Su conservación así como la rehabilitación y restauración ecológicas de los sitios perturbados, son medidas necesarias como parte de la aplicación del plan de manejo del área protegida. Debe considerarse de manera integral la conservación de la diversidad local y de los valores ambientales que presta el bosque a la región.

RECOMENDACIONES GENERALES

Como parte del manejo de los recursos naturales de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica, el control de los niveles de disturbio antropogénico, deberá tener una alta prioridad. Por lo que se deberán evaluar, en forma precisa y de manera continua, los agentes de disturbio tanto en lo individual como en su efecto combinado y, de esta manera, se aclare la importancia que tiene sobre la estructura de los bosques y de la riqueza y abundancia de las especies.

Las actividades humanas, aunque se controlan parcialmente, podrán afectar aquellas áreas en buenas condiciones de conservación que estarán en el mediano plazo afectadas, por lo que es necesario desarrollar un programa que promueva un balance entre las necesidades y demandas de la población local y la protección del bosque de encino. Para garantizar la conservación de los encinares más vulnerables y con mayor valor biológico, deberán seleccionarse áreas para ser excluidas de la influencia humana.

El bosque de encino es aprovechado en gran parte por la ganadería extensiva. El ganado dificulta la regeneración natural de los árboles debido al ramoneo de los brotes y al pisoteo (González *et al.*, 1993). La conservación del encinar solamente es posible en la medida que esta actividad antropogénica sea regulada y se practique en forma ordenada, de tal forma que permita el establecimiento y desarrollo de las plántulas y rebrotes.

El apacentamiento (sobre todo el de caprinos) es uno de los principales disturbios, por lo cual se deberá suprimir o controlar en el bosque de *Quercus saltillensis* - *Q. laeta*, y el de ganado bovino en el de *Quercus greggii* - *Q. mexicana*. Otro de los impactos adversos hacia tales bosques es el ocasionado por los incendios, por lo cual se deberá realizar un programa de supresión activa del fuego. Tal manejo del bosque tendría como resultado ventajas para la composición, estructura y diversidad de los bosques.

Debido a que la apertura del dosel ocasiona cambios microclimáticos en el bosque, lo cual repercute en su composición, estructura y diversidad, se deberá evitar abrir el dosel de los bosques, en especial en el bosque de *Quercus greggii* - *Q. mexicana* donde se tienen herbáceas y algunos arbustos propios de sitios mésicos y por ello pueden ser vulnerables. Ante esto, (Veetas, 1997) recomienda que dentro de las políticas de conservación se deberá permitir el impacto antropogénico a baja escala como parte del régimen de disturbio de los bosques; el disturbio del dosel en gran escala podría reducir la diversidad y cambiar la composición de especies de tal forma que pudieran dominar las malezas ruderales.

Considerando que las especies varían en su respuesta al disturbio (Hobbs y Huenneke, 1992), se deberán tomar decisiones que determinen cuáles especies se deberá de fomentar (especies raras o escasas tales como orquídeas, helechos y algunas otras) y cuáles controlar (ruderales y arbustos xéricos). Adamus y Clough (1978) consideran que las raras son generalmente las más vulnerables y en peligro de extinción y por lo tanto deben recibir atención prioritaria en los programas de evaluación y protección.

Las ruderales y en general las hierbas anuales adoptan la estrategia de oportunistas en lugares donde la tensión es elevada y crecen en ambientes inestables, mientras que las perennes son indicadoras de comunidades intermedias o maduras. Por lo cual se deberá decidir entre permitir el disturbio intermedio para incrementar la riqueza de especies o mantener los bosques con fuerte disturbio donde se dé una menor riqueza y diversidad de especies.

Como una prioridad en la conservación de encinos como *Quercus mexicana*, se deberán realizar prácticas de saneamiento a través de podas en arbolado infestado por muérdago (*Phoradendron* spp.) ya que actualmente esta hemiparásita afecta al arbolado adulto, por lo que representa una amenaza para la permanencia de la especie o disminución de sus poblaciones dentro del área protegida.

Se deberá realizar el manejo de material combustible proveniente del arbolado muerto, a través de quemas controladas u otras actividades, esto con la finalidad de evitar su acumulación y disminuir la ocurrencia de incendios forestales que ocasionen la disminución de la superficie del bosque de encino.

Debido a la fuerte presión sobre el acuífero del cañón de San Lorenzo, se ha ocasionado el desecamiento de las corrientes de agua, por lo cual se sugiere un aprovechamiento racional de los acuíferos, sin llegar a la sobreexplotación del recurso y tenga repercusiones sobre la permanencia del bosque de encino. Por otra parte en las áreas erosionadas cercanas a los arroyos, donde se presenta el bosque de encino, se deberán realizar prácticas de conservación de suelos que contrarresten la influencia de este agente.

Se sugiere como línea de investigación prioritaria realizar estudios sobre dinámica del encinar y de la regeneración del bosque, en especial para *Quercus sideroxyla*, *Q. laceyi*, *Q. fulva*, *Q. rugosa* y *Q. mexicana*, especies que presentan una escasa abundancia para Coahuila y el macizo montañoso y de esta manera conocer los agentes que la condicionan, con la finalidad de garantizar su permanencia.

Establecer sitios permanentes para la medición continua del arbolado. Como parte del diseño experimental incluir sitios donde se excluya e incluya el apacentamiento, así como bosques incendiados con la finalidad de evaluar el efecto del disturbio sobre la estructura y riqueza de especies, además de monitorear el crecimiento de los encinos y obtener información confiable sobre la edad de las especies.

Actualmente se carece de un inventario completo que permita conocer la riqueza de especies presentes en el macizo montañoso. Con la finalidad de obtener los listados detallados de la flora del bosque, se deberán realizar colectas intensivas por varios años y en las diferentes épocas del año.

Realizar investigaciones que involucren pruebas sobre la viabilidad y germinación de las semillas y los métodos de regeneración más eficientes para encinos (a través de siembra directa o la plantación de plántulas), con la finalidad de restaurar las áreas degradadas del encinar debido a la influencia de incendios, apacentamiento y otros impactos.

Estudiar los mecanismos de reproducción de los encinos, por lo cual se deberá determinar que especies lo hacen a través de rebrotes y cuáles solamente por medio de semilla. Realizar además monitoreos para describir las etapas fenológicas de las especies, con énfasis en la época de la antesis y de la producción de semillas para cada taxón.

Implementar estrategias para el manejo integral de los bosques de encino que, además de brindar protección a las áreas mejor conservadas, fomenten la investigación, con énfasis en los aspectos autoecológicos y propiciar su regeneración y restauración, así como en la búsqueda de formas alternativas de producción sustentable que permita obtener ingresos a los pobladores sin destruir el encinar.

Es necesario además, fomentar una cultura ecológica que incluya a los pobladores presentes en el área protegida, para que sean ellos quienes se hagan cargo de la protección de sus recursos naturales (Cartujano *et al.*, 2002). En relación con este aspecto, la educación ambiental representa un aspecto importante en la búsqueda de soluciones a la problemática actual que se presenta en los encinares y en otras fitocenosis.

Es importante dar impulso al programa de manejo, el cual pudiera ser utilizado por el gobierno estatal u organizaciones no gubernamentales para la planeación del desarrollo económico y la implementación de estrategias de conservación del área. Ante la conservación de la biodiversidad, Dávila *et al.* (2002) consideran la comprensión de las actividades humanas actuales y la necesidad de

implementar programas en la región que permitan la conservación, restauración y sustentabilidad de los recursos naturales del área, además de definir nuevas alternativas de ingreso económico para la población involucrada.

LITERATURA CITADA

- Abrams, M.D. 1992. Fire and the development of oak forest. *Bioscience* 42: 346-353.
- Abrams, M.D. y J.A. Downs. 1990. Successional replacement of old-growth white oak by mixed mesophytic hardwoods in southwest Pennsylvania. *Can. J. For. Res.* 20: 1864-1870.
- Adamus, P.R. and G.C. Clough. 1978. Evaluating species for protection in natural areas. *Biol. Conserv.*
- Aguado, G.A., E. García M., C. Velasco y J.L. Flores. 1996. Importancia de los elementos climáticos en la variación florística temporal de pastizales semidesérticos. *Acta Bot. Mex.* 35:65-81.
- Albert, D.A. and B.V. Barnes. 1987. Effects of clearcutting on the vegetation and soil of a sugar maple-dominated ecosystem, western upper Michigan. *For. Ecol. Manage.* 18:283-298.
- Anónimo. 1983. Síntesis geográfica de Coahuila. México. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Secretaría de Programación y Presupuesto. 163 p.
- Anónimo. 1985. SAS user's guide: statistics. 5.0 edition, SAS Institute, Cary, North Carolina, U.S.A. Inc. 56 p.
- Anónimo. 1996. Decreto de la sierra de Zapalinamé como área natural protegida, con carácter de zona sujeta a conservación ecológica. Periódico Oficial del Gobierno de Coahuila. Tomo CIII. No. 83. Saltillo, Coah.
- Anónimo. 1998. Programa de Manejo de la zona sujeta a conservación ecológica "Sierra de Zapalinamé". Buenavista, Saltillo. Coah. 179 p.
- Anónimo. 2002. Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales - Instituto Nacional de Ecología. Diario Oficial de la Federación, 6 de marzo de 2002. México D. F. 40 p.
- Arce, G. L. 1980. Adición al estudio de la vegetación y la flora del cañón de San Lorenzo, Saltillo, Coah., México. Tesis Fac. Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 92 p.

- Arce, G. L. y J. S. Marroquín. 1985. Las unidades fisonómico-florísticas del cañón de San Lorenzo, Saltillo, Coahuila, México. *Biotica* 10(4): 369-393.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manage.* 63:247-300.
- Barbour, M.G., J.H. Burk and W.D. Pitts. 1980. *Terrestrial plant ecology*. The Benjamin / Cummings publishing Company, Inc. 604 p.
- Barik, S.K., H.N. Pandey, R.S. Tripathi and P. Rao. 1992. Microenvironmental variability and species diversity in treefall gaps in a sub-tropical broadleaved forest. *Vegetatio* 103:31-40.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystem in southern Illinois. *Ecology* 56(2): 485-488.
- Bormann, H.F. and G.E. Likens. 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer - Verlag, New York.
- Briones, V.O. 1991. Sobre la flora, vegetación y fitogeografía de la sierra de San Carlos, Tamaulipas. *Acta Bot. Mex.* 16:15-44
- Brower, J.E., J.H. Zar and C.N. von Ende. 1990. *Field and laboratory methods for general ecology*. Wm. C. Brown Publ. 237 p.
- Cartujano, S., S. Zamudio, O. Alcántara e I. Luna. 2002. El bosque mesófilo de montaña en el municipio de Landa de Matamoros, Querétaro, México. *Bol. Soc. Bot. México*. 70:13-43.
- Casas, S.R., S. González E. y J. A. Tena F. 1995. Estructura y tendencias sucesionales en vegetación de clima templado semi-seco en Durango, México. *Madroño* 42(4): 501-515.
- Challenger, A. 1998. Utilización de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO – IB-UNAM – SIERRA MADRE. 813 p.
- Clements, F.E. 1936. Nature and structure of the climax. *J. Ecol.* 24:252-284.
- CONABIO, 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F. 341p.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Cox, G. W. 1972. *Laboratory manual of general ecology*. 2nd ed. Brown. Dubuque, Iowa. 195 p.
- Crow, T.R. 1988. Reproductive mode and mechanisms for self-replacement of northern red oak (*Quercus rubra*) - a review. *Forest Science* 34:19-40.

- Crow, T.R. 1992. Population dynamics and growth patterns for a cohort of northern red oak (*Quercus rubra*) seedlings. *Oecologia* 91(2): 192-200.
- Daniel, T.W., J.A. Helmes and F.S. Baker. 1982. Principios de silvicultura. Mc Graw Hill, México, D.F. 490 p.
- Dansereau, P. 1956. Le régime climatique régional de la végétation et les contrôles édaphiques. *Rev. Can. Biol.* ad. 15:1.
- Daubenmire, R. 1968. Plant communities. A textbook of plant synecology. Harper and Row, New York. 300 p.
- Dávila, P., M. del Coro A., A. Valiente B., J.L. Villaseñor, A. Casas y R. Lira. 2002. Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 11:421-442.
- De Grandpré, L., D. Gagnon and Y. Bergeron. 1993. Changes in the understory of Canadian southern boreal forest after fire. *J. Veg. Sci.* 4:803-810.
- DeJong, T.M. 1975. A comparison of three diversity indices based on their components of richness and evenness. *Oikos* 26:222-227.
- Digby, P.G. and R. A. Kempton, 1987. Multivariate analysis of ecological communities. Chapman & Hall, London. 206 p.
- Eckelmann, C. M. 1995. Regeneración y dinámica sucesional de un bosque de pino-encino en la Sierra Madre Oriental en el Noreste de México. en: Marroquín, J.S. (ed.), III Seminario nacional sobre utilización de encinos. UANL. Rep. Cient. No. Esp. 15. Tomo 1: 199-212 p. Linares, N.L.
- Encina, D.J. 1996. Distribución y aspectos ecológicos del género *Quercus* L. en el estado de Coahuila, México. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah., México 123 p.
- Encina, D.J. y J.A. Villarreal. 2002. Distribución y aspectos ecológicos del género *Quercus* L. en el estado de Coahuila, México. *Polibotánica* 13: 1-23.
- Espinosa, G.J. 2001. Fagaceae 81-91 p. in: J. Rzedowski y G. Calderón (eds.). Flora fanerogámica del valle de México. CONABIO - Instituto de Ecología, A.C. Pátzcuaro, Mich. 1406 p.
- Estrada, C.E. 1998. Ecología del Matorral Submontano en el Estado de Nuevo León, México. Tesis doctoral. Fac. de Zootecnia. Univ. Autónoma de Chihuahua. 190 p.
- Figueroa, R. B. L. y M. Olvera V. 2000. Dinámica de la composición de especies en bosques de *Quercus crassipes* H. & B. en Cerro Grande, sierra de Manantlán, México. *Agrociencia* 34: 91-98.

- Fisher, M. y R. López A. 1995. Observaciones sobre la regeneración de dos especies de encinos en Santa Rosa, Iturbide, N.L. En: Marroquín, J.S. (ed.), III Seminario nacional sobre utilización de encinos. UANL. Rep. Cient. No. Esp. 15. Tomo 1: 234-237 p. Linares, N.L.
- Fleischner, T.L. 1994. Ecological cost of livestock grazing in western North America. *Conserv. Biol.* 8: 629 - 644.
- Flores, V.O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. UNAM-CONABIO, México, D.F. 431 p.
- Frankel, O.H. and M.E. Soulé. 1981. *Conservation and evolution*, Cambridge University Press. Cambridge.
- Galindo J. L., M. González E. and P. Quintana A. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, México. *Plant Ecology* 162 (2): 259-272.
- Gauch, H.G. Jr. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann. Missouri Bot. Garden* 75: 1-34.
- Gillespie, T.W., A. Grijalva and C.N. Farris. 2000. Diversity, composition and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147: 37-47.
- Gilliam, F.S. 1988. Interactions of fire with nutrients in the herbaceous layer of a nutrient - poor Coastal Plain forest. *Bull. Torrey Bot. Club* 115: 265-271.
- Givnish, T.J. 1988. Sun and shade adaptations: a whole plant perspective. *Australian J. of Plant Physiology* 15:63-92.
- Givnish, T.J. 1995. Adaptive plant evolution on islands: classical patterns, molecular data, new insights. 281-304 p. in: P. Grant (ed.). *Evolution in Islands* Oxford University Press, Oxford.
- González, E.S., M. González E. y A. Cortés O. 1993. Vegetación de la reserva de la biosfera "La Michilía", Durango, México. *Acta Bot. Mex.* 22: 1-104.
- González, E.M., P. Quintana A., N. Ramírez M. and P. Gaytán G. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus* - *Quercus* forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *J. Veg. Sci.* 2:351-360.
- González, E.M., N. Ramírez M., P. Quintana A. y M. Martínez I. 1995a. La utilización de encinos y la conservación de la biodiversidad en Los Altos de Chiapas, en: Marroquín, J.S. (ed.), III Seminario nacional sobre utilización de encinos. UANL. Rep. Cient. No. Esp. 15. Tomo 1: 183-197 p. Linares, N.L.

- González, E.M., S. Ochoa G., N. Ramírez M. and P. Quintana A. 1995b. Current land-use trend and conservation of old-growth forest habitats in the highlands of Chiapas, Mexico. In: Wilson, M.A. y S.A. Sader (eds.). Conservation of Neotropical Migratory Birds in Mexico. Maine Agric. For. Exper. Stat. Misc. Publ. 727: 190-198.
- González, E.M. y N. Ramírez M. 1999. El disturbio antrópico y la conservación y restauración de los bosques en los Altos de Chiapas, México. Simposio sobre Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales en México. Sociedad Botánica de México, A.C. 15 p.
- Gregg - Smith, P. 1983. Quantitative plant ecology, Blackwell, Oxford.
- Hanen, A.J., F. Di Castri and R.J. Naimman. 1988. Ecotones: What and Why in: Di Castri, F., A.J. Hansen y M.M. Hollands (eds.). A new look at ecotones. IUBS, UNESCO MAP SCOPE. Special issue 17.
- Harcome, P.A. and P.L. Marks. 1977. Understory structure of a mesic forest in southeastern Texas. Ecology 58:1144-1151.
- Helliwell, D.R. 1982. Assessment of conservation values of large and small organisms. J. Environm. Manag. 15:273-277.
- Hernández, V. G., L.R. Sánchez V., T.F. Carmona V., M.R. Pineda L. y R. Cuevas G. 2000. Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la sierra de Manantlán. Madera y Bosques 6 (2): 13-28.
- Hobbs, R.J. and L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. Conserv. Biol. 6:324-337.
- Houston, M.A. 1979. A general hypothesis of species diversity. Amer. Nat. 113: 81-101.
- Houston, M.A. 1998. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. University Press. Cambridge. 681 p.
- Hulbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52:577-586.
- Hutchinson, T.F., R.E. Boerner, L.R. Iverson, S. Sutherland and E. Kennedy. 1999. Landscape patterns of understory composition and richness across a moisture and nitrogen mineralization gradient in Ohio (U.S.A.) *Quercus* forests. Plant ecology 144 (2):177-189.
- Janson, S. and Vegelius, J. 1981. Measures of ecological association. Oecología 49:371-376.
- Jardel, P.E. 1986. Efecto de la explotación forestal en la estructura y regeneración del bosque de coníferas de la vertiente oriental del Cofre de Perote, Ver., México. Biotica 2(4): 247-270.

- Jardel, P.E. 1991. Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de ciencia* 22:9-26.
- Jardel, P.E. y L.R. Sánchez V. 1989. La sucesión forestal: fundamento ecológico de la silvicultura. *Ciencia y Desarrollo* 14(84): 33-43.
- Kershaw, K. 1964. *Quantitative and dynamic ecology*. Edward Arnold Publishers, London. 181 p.
- Kessler, M. 2000. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant ecology* 149(2):181-193.
- Krebs, J.C. 1972. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper & Row Publishers. New York. 678 p.
- Lewis, C.E., B.F. Swindel and G.W. Tanner. 1988. Species diversity and diversity profiles: concept, measurement and application to timber and range management. *J. Range Manage.* 41(6):466-469.
- Ludwing, J.A. and J.F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley, New York. 337 p.
- MacArthur, R.H. 1965. Patterns of species diversity. *Biol. Rev.* 40: 510-533.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 179 p.
- Manly, B.F. 1986. *Multivariate methods*. Chapman & Hall, London. 159 p.
- Margalef, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect. Acad. Arts Sci.*, 44:211-235.
- Margalef, R. 1991. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Publicacions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, España. 275 p.
- Margules, C.R. 1986. Conservation evaluation in practice. 298-314 p. in: M.B. Usher (ed.). *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall, London.
- Margules, C.R. and M.B. Usher 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conserv.* 21:79-109.
- Marroquín, J.S. 1976. Vegetación y florística del nordeste de México. I. Aspectos sinecológicos en Coahuila. *Rev. Soc. Mex. de Hist. Nat.* 36: 69-101.
- Martínez, R.M. y E. Álvarez B. 1995. Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 56: 121-153.

- Matteuccii, S.D. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de los Estados Americanos. Washington, D.C. 168 p.
- McDonald, J.A. 1990. The alpine-subalpine flora of northeastern Mexico. *Sida* 14(1): 21-28.
- McMinn, J.W. 1992. Diversity of woody species 10 years after four harvesting treatments in the oak - pine type. *Can. J. For. Res.* 22: 1179-1183.
- McVaugh, R. 1974. Fagaceae. in: Flora Novo-Galiciana. Contrib. Univ. Mich. Herb. 12(3): 1-93.
- Medina, B. R. 1983. Delimitación de sitios circulares de muestreo en investigación forestal. *Ciencia Forestal* 8(43): 3-25.
- Meganck, R.A., J. Carrera L., F. Rodríguez C. y V. Serrato C. 1981. Plan de Manejo para el uso múltiple del cañón de San Lorenzo. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Organización de los Estados Americanos (OEA). Saltillo, Coah. 129 p.
- Mensing, S.A. 1992. The impact of the European settlement on blue oak (*Quercus douglasii*) regeneration and recruitment in the Tehachapi Mountains, California. *Madroño* 39(1): 36-46.
- Montalvo, J. y P. Herrera. 1993. Diversidad de especies en los humedales: criterios de conservación. *Ecología* 7: 215-231.
- Montalvo, J., C. Levassor, M.A. Casado and F.D. Pineda. 1993. Stability of ecological systems: variation trends and control mechanisms in Mediterranean grasslands. *Pirineos* 141-142:35-46.
- Muller, C.H. 1947. Vegetation and climate of Coahuila. *Madroño* 9:33-57.
- Muller, C. H. en prensa. Fagaceae. Chapter 29, ca. 30 p. In: Henrickson, J. y M.C. Johnston, (eds.). Flora of the Chihuahuan Desert Region. Chihuahuan Desert Institute, Alpine, Tx.
- Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. Inc., New York. 547 p.
- Muller-Using, B. 1994. Contribuciones al conocimiento de los bosques de Encino y Pino-Encino en el Noreste de México. Reporte Científico No. Especial 14. Fac. de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L. 181 p.
- Murphy, P.A. and R.M. Farrar. 1988. A framework for stand structure projection of uneven-aged loblolly - short leaf pine stands. *For. Sci.* 34: 321-332.
- Nixon, K.C. 1993a. The genus *Quercus* in Mexico. Chapter 16, 447-458 p. in: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa (eds.). Biological Diversity of Mexico: Origins and distribution. Oxford University Press. New York. 812 p.

- Nixon, K.C. 1993b. Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. *Annales des sciences forestières* 50 (suppl. 1):25s-34s.
- Nixon, K.C. and C.H. Muller. 1992. The taxonomic resurrection of *Quercus laceyi* Small (Fagaceae). *Sida* 15(1):57-69.
- Noble, I.R. and R.O. Stlayer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43:5-21.
- Norton, B.G. 1986. The preservation of species, Princeton University Press, Princeton.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Office of Technology Assessment (OTA), 1987. Technologies to maintain diversity, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Olvera, V., M., S. Moreno G. y B. Figueroa R. 1996. Sitios permanentes para la investigación silvícola. Manual para su establecimiento. Libros del Instituto Manantlán. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jal. 55 p.
- Palmer, M.W. 1993. Putting things in even better order, the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74(8):2215-2230.
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:285-307.
- Peet, R.K. 1975. Relative diversity indices. *Ecology* 56:496-498.
- Peet, R.K. 1992, Community structure and ecosystem function. in: Glenn - Lewin, D. R.K. Peet and T.L. Veblen (eds.). *Succession theory and prediction*. Chapman & Hall, London, UK.
- Peet, R.K. and N.L. Christensen. 1980. Succession: a population process. *Vegetatio* 43:131-140.
- Pettit, N.E., F. Raymond H. and L. Phillip G. 1995. Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. *J. Veg. Sci.* 6: 121-130.
- Pickett, S.T.A., S.L. Collins y J.J. Armestro. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *Bot. Rev.* 53: 335-371.
- Pickett, S.T.A., J. Kolasa, J.J. Armesto and S.L. Collins. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54: 129-136.
- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.* 13:131-144.

- Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley and Sons, Inc., New York 286 p.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley and Sons, Inc. New York.
- Pielou, E.C. 1984. The interpretation of ecological data. Wiley and Sons, Inc. New York.
- Poiner, I.R. and R. Kennedy. 1984. Complex patterns of change in the microbenthos of a large sandbank following dredging. Mar. Biol. 78:335-352.
- Portes, V.L. 1996. Análisis de los cambios de usos del suelo en la sierra Zapalinamé. Municipios de Arteaga y Saltillo, Coah. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah., México 110 p.
- Portes, V.L. 2001. Evaluación del cambio de uso de suelo y del paisaje regional en la sierra Zapalinamé. Sociedades rurales, producción y medio ambiente 2(1): 41-51.
- Puig, H., R. Bracho y V. J. Sosa. 1987. El bosque mesófilo de montaña: composición florística y estructura. Pp. 55 - 79. In: H. Puig y R. Bracho (eds.). El bosque mesófilo de montaña de Tamaulipas. Publ. Instituto de Ecología, México, D.F.
- Qian, H., K. Klinka and G.J. Kayahara. 1998. Latitudinal patterns of plant diversity in the North America boreal forest. Plant Ecology 138 (2):161-178.
- Quintana, A.P., M. González E. and N. Ramírez M. 1992. Acorn removal, seedling survivorship and seedling growth of *Quercus crispipilis* in successional forests of the highlands of Chiapas, Mexico. Bull. Torrey Bot. Club. 119: 6-18.
- Ramírez, M., J. C. 1998. Un sistema de información geográfica para la identificación de los determinantes de la vegetación y usos del suelo en la sierra de Zapalinamé, Coah., México. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah., México 103 p.
- Ramírez, M. N., M. González E. and G. Williams L. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forest in Chiapas, México. For. Ecol. Manage. 154: 311-326.
- Resh, V.H. 1979. Biomonitoring species diversity indices, and taxonomy. in: Grassle, J.F., G.P. Patil, W. Smith y C. Taillie. (eds.). Ecological diversity in theory and practice, 241-253 p. International Cooperative Publishing House, Fairland, MD.
- Rey Beneyas, J.M. 1995. Patterns of diversity in the strata of boreal montane forest in British Columbia J. Veg. Sci. 6: 95-98.

- Rice, B. and M. Westoby. 1983. Plant species richness at the 0.1 hectare scale in Australian vegetation compared to other continents. *Vegetatio* 52:129-140.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167-171.
- Risser, P.G. and E.L. Rice. 1971. Diversity in tree species in Oklahoma upland forests. *Ecology* 52(5): 876-880.
- Robelo, A.G. 1994. Iterative selection procedures: centres of endemism and optimal placement of reserves. *Strelitzia* 1:231-257.
- Roberts, M.R. and F.S. Gilliam. 1995. Disturbance effects on herbaceous layer vegetation and soils nutrients in *Populus* forests of northern lower Michigan. *J. Veg. Sci.* 6:903-912.
- Romero, M.A. y E. García M. 1999. Estabilidad y elasticidad de las poblaciones y comunidades biológicas. *Agrociencia* 33:227-234.
- Ross, H.H. 1972. The origin of species diversity in ecological communities. *Taxon* 21:253-259.
- Ruíz, H. C., J. Meave y J.L. Contreras. 2000. El bosque mesófilo de la región de Puerto Soledad (Oaxaca), México: Análisis estructural. *Bol. Soc. Bot. de Mex.* 65:23-37.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. México, D.F. 432 p.
- Rzedowski, J., L. Vela G. y X. Madrigal S. 1977. Algunas consideraciones acerca de la dinámica de los bosques de coníferas en México. *Ciencia Forestal* 2(5): 15-35.
- Rzedowski, 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Bot. Mex.* 14:3-21.
- Rzedowski, J. 2001. Relaciones geográficas y posibles orígenes de la flora. 24-29 p. in: J. Rzedowski y G. Calderón (eds.). *Flora fanerogámica del valle de México*. CONABIO - Instituto de Ecología, A.C. Pátzcuaro, Mich. 1406 p.
- Saldaña, A. A., y E.J. Jardel P. 1991. Regeneración natural del estrato arbóreo de bosques subtropicales de montaña en la sierra de Manantlán, México, estudios preliminares. *Biotam* 3(3): 36-50.
- Sanders, H.G. 1968. Marine benthic diversity, a comparative study. *Am. Nat.* 102: 243-282.
- Santiago, P.A. y E. J. Jardel. 1993. Composición y estructura del bosque mesófilo de montaña en la sierra de Manantlán, Jalisco-Colima. *Biotam* 5(2):13-26.

- Savage, M. 1994. Anthropogenic and natural disturbance and patterns of mortality in a mixed forest in California. *Can. J. For. Res.* 24: 1149-1159.
- Shmida, A. and M. Wilson. 1985. Biological determinants of species diversity. *J. Biogeogr.* 12:1-20.
- Schumann, M.E., A.S. White and J.W. Witham. 2003. The effect of harvest-created gaps on plant species diversity, composition and abundance in Maine oak-pine forest. *For. Ecol Manage.* 176:543-561.
- Smilauer, 1992. Cano Draw User's guide version 3.0. Microcomputer power. Ithaca, N.Y., E.U.A.
- Smith, D.M. 1986. The practice of silviculture. John Wiley & Sons, Inc., New York. 527 p.
- Sork, V.L., J. Bambrle and O. Sexton. 1993. Ecology of mast-fruiting in three species of North American deciduous oaks. *Ecology* 74 (2): 528-541.
- Southwood, 1978. Ecological methods, Chapman and Hall, London
- Spurr, S. H. y B. V. Barnes. 1982. Ecología Forestal. AGT Editor. México. 690 p.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67 (5): 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetation* 69:69-77.
- Ter Braak, C. J. F. 1988. Partial canonical correspondence analysis. pages 551-558. In: Bock, H.H. (ed.). Classification and related methods of data analysis. Elsevier Sc. Pub. B.V. (North-Holland). Amsterdam, The Netherlands.
- Ter Braak, C. J. F. 1990. Update notes: CANOCO versión 3.10. Agricultural Mathematics Group. Wageningen. 35 p.
- Ter Braak, C. J. F. y P. Smilauer. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4) Microcomputer power (Ithaca, NY,USA) 352 p.
- Thirgood, S.L. y M.F. Heath. 1994. Global patterns of endemism and the conservation of biodiversity. 207-227 p. in P.L. Forey, C.J. Humphries and I. Vane-Wright (eds.). Systematics and conservation evaluation. Systematics Associations Special Volume No. 50, Clarendon Press, Oxford.
- Toledo, V. M. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo* 81: 17-30.

- Toledo, V.M. and M.J. Ordóñez. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: a review of terrestrial habitats. Chapter 26, 757-777 p. in T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa (eds.). Biological Diversity of Mexico: Origins and distribution. Oxford University Press. New York. 812 p.
- Tomascik, T. and F. Sander. 1987. Effect of eutrophication on reef building corals. II. Structure of scleractinian coral communities on fringing reefs, Barbados, West Indies. *Mar. Biol.*, 94:53-75.
- Valdés, T.V. y M.L. Aguilar. 1983. El género *Quercus* en las unidades fisonómico-florísticas del municipio de Santiago, N.L. México. INIF-SARH. México. Bol. Téc. No. 98. 94 p.
- Vásquez, G. J.A. and T.J. Givnish. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the sierra de Manantlán. *Journal of Ecology* 86:999-1020.
- Vetaas, O.R. 1997. The effect of canopy disturbance on species richness in a central Himalayan oak forest. *Plant Ecology* 132:29-38.
- Vetaas, O.R. 2000. The effect of environmental factor on the regeneration of *Quercus semecarpifolia* Sm. in Central Himalaya, Nepal. *Plant ecology* 146 (2): 137-144.
- Villarreal, J.A. 1994. Flora vascular de la sierra de la Paila, Coahuila, México. *Sida* 16(1):109-138.
- Villarreal, J.A. 2001. Listados florísticos de México. XXIII Flora de Coahuila. UNAM, Instituto de Biología. 137 p.
- Ward, J. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236-244.
- White, P.S. and S.T.A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. 3-13 pp. in: Pickett, S.T.A. and P.S. White, (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, FL.
- Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant community. *Science* 147: 250-260.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.
- Whittaker, R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. in. M.K. Hecht, W.C. Steere and B. Wallace (eds.). *Evolutionary Biology*, Vol. 10. Plenum, New York. 1-67 pp.
- Wood, S., G. Harper, E. Muldavin and P. Neville. 1999. Vegetation map of the sierra del Carmen, U.S.A. and Mexico. USGS, NWRC and NPS. 143 p.

- Wu, R.S. 1982. Periodic defaunation and recovery in a subtropical epibenthic community, in relation to organic pollution. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 64: 253-259.
- Zar, J.H. 1984. *Bioestatistical Analysis*. 2a ed. Prentice Hall. New York. 718 p.
- Zavala, Ch. F. 1990. Los encinos mexicanos: un recurso desaprovechado. *Ciencia y Desarrollo* 26(95):43-51.
- Zavala, Ch. F. 1995. *Encinos Hidalguenses*. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, Edo. de México. 133 p.
- Zavala, F. y E. García M. 1996. *Frutos y semillas de encinos*. Dirección de Difusión Cultural. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México. 53 p.
- Zavala, F. y E. García M. 1997. Plántulas y rebrotes en la regeneración de encinos en la sierra de Pachuca, Hidalgo. *Agrociencia* 31: 323-329.
- Zavala, F. 2000. El fuego y la presencia de encinos. *Ciencia Ergo Sum* 7(3): 269-276.

APÉNDICE

Apéndice 1. Listado florístico de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé.

Como parte de la flora para los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé se reportan 259 taxa, las familias mejor representadas son Asteraceae (61 taxa), Poaceae (27 taxa), Fabaceae (16 taxa) y Rosaceae (12 taxa).

PTERIDOPHYTA

ASPLENIACEAE

Asplenium monanthes L.
Asplenium resiliens Kunze

EQUISETACEAE

Equisetum hyemale L. var. *affine* (Engelm.) A. A. Eaton

POLYPODIACEAE

Pleopeltis guttata (Maxon) E.G. Andr. et Windham
Mildella intramarginalis (Kaulf. ex Link) Trevis. var. *serratifolia* (Hooker et Baker) Hall et Lellinger

PTERIDIACEAE

Astrolepis sinuata (Lag. ex Sw.) Benham et Windham
Cheilanthes alabamensis (Buckl.) Kunze
Cheilanthes eatonii Baker ex Hook. et Baker
Cheilanthes horridula Maxon
Cheilanthes pyramidalis Fée
Cheilanthes tomentosa Link
Notholaena aschenborniana Klotz
Notholaena incana Presl
Pellaea atropurpurea (L.) Link
Pellaea sagittata (Cav.) Link var. *cordata* (Cav.) Tryon
Pellaea ternifolia (Cav.) Link var. *ternifolia*

PINOPHYTA

CUPRESSACEAE

Cupressus arizonica Greene
Juniperus flaccida Schlecht. var. *flaccida*

PINACEAE

Pinus cembroides Zucc.
Pinus greggii Engelm.
Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco

MAGNOLIOPHYTA**DICOTILEDONEAE (MAGNOLIOPSIDA)****ACANTHACEAE**

Dyschoriste linearis (Torr. et A. Gray) Kuntze var. *linearis*

ANACARDIACEAE

Rhus aromatica Ait. var. *trilobata* (Torr. et A. Gray) A. Gray
Rhus virens A. Gray var. *virens*

APIACEAE

Donnellsmithia ternata (Walt.) Math. et Const.
Eryngium hemsleyanum H. Wolff. in Engler

APOCYNACEAE

Mandevilla karwinskii (Muell. Arg.) Hemsl.

ASCLEPIADACEAE

Cynanchum kunthii (Dcne.) Standl.

ASTERACEAE

Achillea millefolium L.
Ageratina calophylla (Blake) R.M. King et H. Rob.
Ageratina havanense (Kunth) R.M. King et H. Rob.
Ageratina ligustrina (DC.) R.M. King et H. Rob.
Ageratina nesomii B.L. Turner
Ageratina oriethales (Greenm.) B.L. Turner
Ageratina scordonioides (A. Gray) R.M. King et H. Rob.
Ageratina saltillensis (Rob.) R.M. King et H. Rob.
Ageratum corymbosum Zucc.
Artemisia ludoviciana Nutt.
Aster carnerosanus S. Watson
Baccharis bigelovii A. Gray
Baccharis salicifolia (Ruiz et Pavon) Pers.
Bidens pilosa L. var. *calicicola* f. *dissecta* Sherff
Brickellia eupatorioides (L.) Shinnars var. *chlorolepis* (Woot. et Standl.) B.L. Turner
Brickellia lemonii A. Gray var. *conduplicata* (Rob.) B.L. Turner
Brickellia secundiflora (Lag.) A. Gray var. *secundiflora*
Brickellia veronicaefolia (Kunth) A. Gray
Cirsium pringlei (S. Watson) Petrark.
Chaetopappa parryi A. Gray
Chaptalia texana Greene
Dahlia coccinea Cav.
Dyssodia pinnata (Cav.) H. Rob. var. *glabrescens* Strother
Erigeron basilobatus Blake
Erigeron pubescens Kunth
Fleischmannia pynoccephala (Lees.) R.M. King et H. Rob.
Galliardia mexicana A. Gray
Gnaphalium roseum Kunth

Gnaphalium semiamplexicaule DC.
Gymnosperma glutinosum (Spreng.) Less.
Helianthella gypsophila B.L. Turner var. *calicicola* B.L. Turner
Helianthella mexicana A. Gray
Heliopsis parvifolia A. Gray
Heterotheca mucronata B.L. Turner
Hieracium crepidispermum Fires.
Koanophyllum solidaginifolium (A. Gray) R.M. King et H. Rob.
Lactuca graminifolia Michx.
Psacalium peltatum (Kunth) Cass. var. *adenophorus* Blake
Senecio carnerensis Greenm.
Senecio coahuilensis Greenm.
Senecio loratifolius Greenm.
Senecio madrensis A. Gray
Senecio richardsonii B.L. Turner
Smallanthus uvedalius (L.) Makenzie
Solidago muelleri Standl.
Solidago velutina DC.
Stevia berlandieri A. Gray var. *berlandieri*
Stevia ovata Willd. var. *ovata*
Stevia porphyrea McVaugh
Stevia serrata Cav. var. *serrata*
Stevia salicifolia Cav. var. *salicifolia*
Stevia tomentosa Kunth
Tagetes lucida Cav.
Taraxacum officinale Wigg.
Verbesina coahuilensis A. Gray var. *coahuilensis*
Verbesina hypomalaca H. Rob. et Greenm. var. *saltillensis* B.L. Turner
Verbesina rothrockii Rob. et Greenm.
Vernonia greggii A. Gray var. *greggii*
Viguiera cordifolia A. Gray var. *cordifolia*
Viguiera dentata (Cav.) Spreng. var. *dentata*
Wedelia acapulcensis Kunth var. *hispida* (Kunth) Strother

BERBERIDACEAE

Berberis eutriphylla (Fedde) Muller
Berberis trifoliolata Moric. var. *glauca* (I.M. Johnston) M.C. Johnston

BETULACEAE

Ostrya virginiana (Mill.) K. Koch

BORAGINACEAE

Lithospermum viride Greene

BRASSICACEAE

Asta schaffneri (S. Watson) Schulz var. *pringlei* (Schulz) Rollins
Cardamine macrocarpa Brandegees var. *macrocarpa*
Erysimum capitatum (Dougl.) Greene
Lesquerella argyraea (A. Gray) S. Watson ssp. *diffusa* (Rollins) Rollins et Shaw
Schoenocambre linearifolia (A. Gray) Rollins
Thelypodium longipes (Rollins) Rollins

BUDDLEJACEAE

Buddleja cordata Kunth ssp. *tomentella* (Standl.) Norman

CACTACEAE

Opuntia robusta Wendl. var. *robusta*
Opuntia stenopetala Engelm. var. *stenopetala*

CAPRIFOLIACEAE

Lonicera pilosa (Kunth) Willd.
Symphoricarpos microphyllus Kunth

CARYOPHYLLACEAE

Arenaria lanuginosa (Michx.) Rohrb.
Drymaria glandulosa Presl var. *glandulosa*
Silene laciniata Cav.

CELASTRACEAE

Paxistima myrsinites (Pursh.) Raf. ssp. *mexicana* Navarro et Blackwell

CISTACEAE

Helianthemum glomeratum (Lag.) Dunal

CONVOLVULACEAE

Ipomoea hederifolia L.

CORNACEAE

Cornus stolonifera Michx.

CRASSULACEAE

Echeveria strictiflora A. Gray
Sedum wrightii A. Gray ssp. *priscum* Clausen

CUCURBITACEAE

Sicyos angulatus L.

ERICACEAE

Arbutus xalapensis Kunth
Arctostaphylos pungens Kunth

EUPHORBIACEAE

Acalypha lindheimeri Muell. Arg.
Euphorbia brachycera Engelm. var. *brachycera*
Euphorbia dentata Michx.
Tragia ramosa Torr.

FABACEAE

Astragalus greggii S. Watson
Astragalus legionensis Barneby
Cercis canadensis L. var. *mexicana* (Rose) Hopk.

Cologania angustifolia Kunth
Cologania pallida Rose
Dalea frutescens A. Gray
Dalea radicans S. Watson
Desmodium grahamii A. Gray
Desmodium lindheimeri Vail
Desmodium psilophyllum Schlecht.
Lathyrus parvifolius S. Watson
Medicago polymorpha L. var. *vulgaris* (Benth.) Shinnars
Mimosa aculeaticarpa Ort.
Nissolia platycalyx S. Watson
Phaseolus filiformis Benth.
Vicia ludoviciana Nutt. ssp. *ludoviciana*

FAGACEAE

Quercus greggii (A. DC.) Trel.
Quercus grisea Liebm.
Quercus hypoxantha Trel.
Quercus laceyi Small
Quercus laeta Liebm.
Quercus mexicana Kunth
Quercus pringlei v. Seem.
Quercus rugosa Née
Quercus saltillensis Trel.
Quercus sideroxyla Kunth
Quercus striatula Trel.

GARRYACEAE

Garrya glaberrima Wang.
Garrya ovata Benth. ssp. *ovata*

GERANIACEAE

Geranium crenatifolium Moore
Geranium seemanii Peyr.

HYDROPHYLLACEAE

Nama dichotomum (Ruíz et Pavón) Choisy var. *dichotomum*

HYPERICACEAE

Hypericum punctatum Lam.

LAMIACEAE

Hedeoma costatum A. Gray var. *costatum*
Salvia coahuilensis Fern.
Salvia regla Cav.
Salvia glechomifolia Kunth
Salvia greggii A. Gray
Salvia roemeriana Scheele
Stachys bigelovii A. Gray

LAURACEAE

Litsea parvifolia (Hemsl.) Mez.

LINACEAE

Linum schiedeanum Schlecht. et Cham.

LYTHRACEAE

Cuphea aequipetala Cav.

Cuphea cyanea DC.

NYCTAGINACEAE

Mirabilis oblongifolia (A. Gray) Heimerl.

OLEACEAE

Fraxinus cuspidata Torr.

ONAGRACEAE

Oenothera rosea Ait.

OROBANCHACEAE

Conopholis alpina Liebm. var. *mexicana* (A. Gray) Haynes

OXALIDACEAE

Oxalis latifolia Kunth

Oxalis drummondii A. Gray

POLEMONIACEAE

Loeselia scariosa (Mart. et Gal.) Walp.

POLYGALACEAE

Polygala lindheimeri A. Gray var. *eucosma* (Blake) Wendt

POLYGONACEAE

Eriogonum atrorubens Engelm. var. *auritulum* Hess et Reveal

PYROLACEAE

Chimaphila umbellata (L.) Barton

RHAMNACEAE

Ceanothus coeruleus Lag.

Rhamnus betulifolia Greene

RANUNCULACEAE

Clematis pitcheri Torr. et A. Gray

Thalictrum grandidentatum S. Watson

ROSACEAE

Alchemilla vulcanica Schlecht. et Cham.

Amelanchier denticulata (Kunth) Koch.

Cercocarpus montanus Kunth
Cercocarpus fothergilloides Kunth
Crataegus baroussana Eggl. var. *baroussana*
Fragaria virginiana Duchesne var. *glauca* S. Watson
Holodiscus discolor (Pursh.) Maxim. var. *dumosus* (Nutt.) Maxim.
Lindleya mespiloides Kunth
Prunus mexicana S. Watson
Prunus serotina Ehrh. ssp. *virens* (Woot. et Standl.) McVaugh
Purshia plicata (D. Don) Henrickson
Rubus trivialis Michx.

RUBIACEAE

Bouvardia ternifolia (Cav.) Schlecht.
Galium uncinulatum A. Gray
Hedyotis nigricans (Lam.) Fosb. var. *rigidiuscula* (A. Gray) Shinnars
Relbunium microphyllum Hemsl.

SALICACEAE

Populus tremuloides Michx.
Salix lasiolepis Benth.
Salix paradoxa Kunth

SAPOTACEAE

Bumelia lanuginosa (Michx.) Pers.

SCROPHULARIACEAE

Castilleja scorzoneraefolia Kunth
Penstemon barbatus (Cav.) Roth. var. *barbatus*
Penstemon campanulatus (Cav.) Willd. ssp. *campanulatus*
Seymeria decurva Benth.

SOLANACEAE

Nectouxia formosa Kunth
Nierembergia angustifolia Kunth
Physalis hederæfolia A. Gray var. *hederæfolia*
Physalis viscosa L. var. *cinerascens* (Dunal) Waterfall
Solanum nigrum L.
Solanum verrucosum Schlecht.

VERBENACEAE

Verbena neomexicana (A. Gray) Small. var. *hirtella* Perry

VIOLACEAE

Viola sororia Willd.

VISACEAE

Phoradendron lanceolatum Engelm.
Phoradendron tomentosum (DC.) Engelm.

MONOCOTILEDONEAE (LILIOPSIDA)

AGAVACEAE

Agave gentryi Ullrich
Nolina cespitifera Trel.
Yucca carnerosana (Trel.) Mc Kelvey

BROMELIACEAE

Tillandsia erubescens Schl.
Tillandsia recurvata (L.) L.

COMMELINACEAE

Aneilema linearis (Benth.) Rohw.
Commelina dianthifolia Delile
Commelina diffusa Burm.
Commelina erecta L. var. *angustifolia* (Michx.) Fern.

CYPERACEAE

Carex schiedeana Kunze
Cyperus odoratus L.

IRIDACEAE

Sisyrinchium scabrum Cham. et Schlecht.

LILIACEAE

Echeandia flavescens (Schult. et Schult.) Cruden.
Schoenocaulon macrocarpum Brink.

ORCHIDACEAE

Corallorhiza maculata (Raf.) Raf.
Goodyera oblongifolia Raf.
Govenia lileacea (Llave et Lex.) Lindl.
Malaxis brachystachya (Reichb.) Kuntze
Malaxis soulei L.O. Williams

POACEAE

Aristida schiedeana Trin. et Rupr. var. *schiedeana*
Bouteloua curtipendula (Michx.) Torr. var. *curtipendula*
Bouteloua hirsuta Lag.
Brachypodium mexicanum (Roem. et Schult.) Link var. *mexicanum*
Bromus anomalus Rupr. ex Fourn.
Bromus carinatus Hook. et Arn.
Buchloe dactyloides (Nutt.) Engelm.
Elymus arizonicus (Scribn. et Smith) Gould
Eragrostis intermedia Hitchc.
Koeleria macrantha (Ledeb.) Schultz
Leptochloa dubia (Kunth) Nees
Lycurus phleoides Kunth
Muhlenbergia dubia Hemsl.
Muhlenbergia emersleyi Vasey

Muhlenbergia glauca (Ness) Mez
Muhlenbergia setifolia Vasey
Nassella leucotricha (Trin. et Rupr.) Barkw.
Nassella mucronata (Kunth) Pohl
Panicum bulbosum Kunth
Piptochaetium fimbriatum (Kunth) Hitchc.
Polypogon viridis (Gouan) Breistr.
Schizachyrium scoparium (Michx.) Nash var. *scoparium*
Sorghastrum brunneum Swallen
Stipa eminens Cav.
Trisetum deyeuxioides (Kunth) Kunth
Trisetum spicatum (L.) Richter
Trisetum viride (Kunth) Kunth

SMILACACEAE

Smilax bona-nox L.

Apéndice 2. Ubicación geográfica y datos ecológicos de los sitios de muestreo en los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé.

SITIO	LATITUD	LONGITUD	ALTITUD (m)	TEMPERATURA (°C)	PRECIPITACIÓN (mm)	EXPOSICIÓN	PENDIENTE (%)	PROF. SUELO (m)	TIPO DE SUELO
1	25.3422	100.9342	2530	15.5876	334.560	NW - 330	65	0.32	Litosol
2	25.3413	100.9329	2503	15.5958	334.411	NW - 325	45	0.31	Regosol
3	25.3374	100.9234	2500	15.7609	331.723	NW - 320	65	0.36	Regosol
4	25.3370	100.9248	2567	15.8120	330.919	NW - 315	65	0.12	Regosol
5	25.3380	100.9273	2603	15.8952	329.629	NE - 65	60	0.45	Regosol
6	25.3396	100.9299	2601	15.7980	331.196	NE - 57	60	0.15	Regosol
7	25.3392	100.9374	2596	15.6312	333.818	Cenital	20	0.34	Regosol
8	25.3383	100.9397	2584	15.6422	333.627	NW - 310	40	0.20	Regosol
9	25.3364	100.9415	2571	15.6589	333.308	SE - 150	30	0.36	Regosol
10	25.3367	100.9430	2513	15.7205	332.357	NE - 30	40	0.26	Regosol
11	25.3367	100.9463	2475	15.9088	329.396	NW - 350	60	0.33	Regosol
12	25.3367	100.9500	2400	16.1644	325.378	NE - 12	65	0.19	Regosol
13	25.3379	100.9533	2400	16.1642	325.399	NW - 345	60	0.30	Regosol
14	25.3377	100.9551	2400	16.1642	325.399	NW - 330	70	0.34	Regosol
15	25.3359	100.9584	2379	16.1755	325.165	NW - 340	45	0.30	Regosol
16	25.3401	100.9536	2400	16.1636	325.464	WSW - 250	70	0.31	Regosol
17	25.3427	100.9542	2454	15.9909	328.237	NE - 40	65	0.37	Regosol
18	25.3336	100.9548	2447	15.7834	331.276	N - O	75	0.32	Regosol
19	25.3343	100.9584	2396	16.0360	327.321	NW - 330	65	0.24	Regosol

continuación de Apéndice 2.

SITIO	LATITUD	LONGITUD	ALTITUD (m)	TEMPERATURA (°C)	PRECIPITACIÓN (mm)	EXPOSICIÓN	PENDIENTE (%)	PROF. SUELO (m)	TIPO DE SUELO
20	25.3363	100.9605	2304	16.3289	322.754	SW - 220	65	0.25	Regosol
21	25.3386	100.9620	2298	16.4359	321.127	W - 270	70	0.32	Litosol
22	25.3360	100.9622	2327	16.2858	323.431	NE - 20	35	0.20	Regosol
23	25.3353	100.9612	2353	16.2161	324.509	NE - 20	55	0.25	Regosol
24	25.3397	100.9622	2305	16.4330	321.191	NW - 310	75	0.30	Litosol
25	25.3425	100.9555	2465	15.8914	329.802	NE - 15	65	0.25	Regosol
26	25.3448	100.9535	2493	15.8883	329.888	NW - 300	80	0.22	Regosol
27	25.3454	100.9528	2498	15.8558	330.417	NW - 300	65	0.25	Regosol
28	25.3430	100.9524	2465	15.9021	329.633	NW - 295	70	0.20	Regosol
29	25.3577	100.9475	2368	16.1946	325.370	NW - 340	15	0.18	Litosol
30	25.3580	100.9492	2342	16.2565	324.397	NW - 325	45	0.15	Litosol
31	25.3593	100.9498	2288	16.4175	321.903	W - 270	40	0.16	Litosol
32	25.3571	100.9272	2221	16.5526	319.723	WSW - 225	45	0.25	Litosol
33	25.3536	100.9222	2358	16.1902	325.346	NW - 355	45	0.15	Litosol
34	25.3562	100.9258	2255	16.4990	320.547	W - 270	35	0.26	Litosol
35	25.3552	100.9253	2281	16.4480	321.329	NW - 355	55	0.30	Litosol
36	25.3574	100.9231	2234	16.4853	320.780	NE - 20	45	0.20	Litosol
37	25.3573	100.9653	2178	16.7086	317.269	WNW - 285	50	0.32	Litosol
38	25.3568	100.9814	2018	17.2358	308.979	NW - 345	40	0.18	Litosol
39	25.3563	100.9737	2111	16.9051	314.160	NW - 310	60	0.25	Litosol

continuación de Apéndice 2.

SITIO	LATITUD	LONGITUD	ALTITUD (m)	TEMPERATURA (°C)	PRECIPITACIÓN (mm)	EXPOSICIÓN	PENDIENTE (%)	PROF. SUELO (m)	TIPO DE SUELO
40	25.3652	100.9483	2047	17.0055	312.769	NE - 40	60	0.20	Litosol
41	25.3635	100.9448	2117	16.8821	314.672	NW - 325	60	0.14	Litosol
42	25.3599	100.9268	2197	16.7026	317.419	NW - 335	40	0.26	Litosol
43	25.3280	100.9508	2506	15.6448	333.323	NW - 315	65	0.25	Regosol
44	25.3280	100.9532	2500	15.8250	330.489	NW - 345	35	0.45	Regosol
45	25.3277	100.9556	2499	15.8977	329.347	NW - 318	40	0.18	Regosol
46	25.3275	100.9581	2489	15.9057	329.220	NW - 335	65	0.18	Regosol
47	25.3278	100.9604	2427	15.9299	328.840	WNW - 290	40	0.22	Regosol
48	25.3258	100.9762	2300	16.4360	320.844	NW - 340	45	0.20	Regosol
49	25.3254	100.9724	2306	16.2856	323.191	NW - 305	35	0.20	Regosol
50	25.3240	100.9729	2363	16.2589	323.592	NE - 50	45	0.20	Regosol
51	25.3279	100.9759	2294	16.4357	320.887	NE - 15	65	0.25	Regosol
52	25.3272	100.9625	2400	16.0458	326.999	NW - 355	50	0.15	Regosol
53	25.3283	100.9640	2399	16.1665	325.139	NE - 5	40	0.18	Regosol
54	25.3287	100.9668	2393	16.1719	325.054	NE - 15	40	0.17	Regosol
55	25.3293	100.9690	2375	16.1797	324.949	W - 285	50	0.14	Regosol
56	25.3264	100.9748	2299	16.4359	320.866	NW - 355	45	0.15	Regosol
57	25.3278	100.9420	2472	15.9459	328.608	NE - 10	50	0.18	Regosol
58	25.3543	100.9821	2086	16.9701	313.101	NW - 320	45	0.3	Litosol
59	25.3531	100.9811	2168	16.6799	317.626	NW - 330	55	0.15	Litosol

continuación de Apéndice 2.

SITIO	LATITUD	LONGITUD	ALTITUD (m)	TEMPERATURA (°C)	PRECIPITACIÓN (mm)	EXPOSICIÓN	PENDIENTE (%)	PROF. SUELO (m)	TIPO DE SUELO
60	25.3529	100.9828	2144	16.7633	316.315	NW - 350	45	0.14	Litosol
61	25.3526	100.9844	2138	16.8440	315.046	NW - 355	50	0.11	Litosol
62	25.3587	100.9667	2165	16.9611	313.337	NW - 320	35	0.12	Litosol
63	25.3601	100.9675	2040	17.0766	311.539	NW - 340	35	0.15	Litosol
64	25.3607	100.9639	2035	17.1140	310.969	NW - 350	50	0.11	Litosol
65	25.3602	100.9603	2093	16.9419	313.676	NW - 292	70	0.20	Litosol
66	25.3615	100.9596	2077	16.9874	312.979	NW - 355	40	0.12	Litosol