



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

**DIVERSIDAD VEGETAL DEL SOTOBOSQUE EN ÁREAS
BAJO MANEJO DEL EJIDO LA MOJONERA,
ZACUALTIPÁN, HIDALGO**

TESIS PROFESIONAL

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO FORESTAL

PRESENTA

SANDRA LIZETH FLORES ORTEGA

CHAPINGO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

Mayo 2008



Esta tesis titulada “**Diversidad vegetal del sotobosque en áreas bajo manejo del ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo**” fue realizada por **Sandra Lizeth Flores Ortega**, bajo la dirección de la Dra. Patricia Hernández de la Rosa. Ha sido revisada y aprobada por el siguiente Comité Revisor y Jurado Examinador, para obtener el Título de:

Ingeniero Forestal

PRESIDENTE

Dra. Patricia Hernández de la Rosa

SECRETARIO

M en C. Enrique Guízar Nolazco

VOCAL

Dr. Gregorio Ángeles Pérez

SUPLENTE

Dr. Héctor de los Santos Posadas

SUPLENTE

Dr. Alejandro Velázquez Martínez

La presente investigación se llevó a cabo con el financiamiento del Fondo Sectorial CONAFOR-CONACYT a través del proyecto 10825/A-1: “Potencial de captura y almacenamiento de carbono en bosques manejados de *Pinus patula* en Zacualtipán, Hidalgo”.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios por permitir que siga existiendo en esta vida y por haberme regalado la gran oportunidad de ser madre, mujer y profesional.

A mi Alma Mater, la Universidad Autónoma Chapingo, por haberme acogido en su seno y haberme dado todos los apoyos que me permitieron tener una formación de calidad.

A mis padres porque nunca dejaron de creer en mí, y por el gran apoyo recibido a lo largo de mi formación profesional, así como también a mis hermanos, por la confianza, cariño y apoyo que me han profesado, en particular a Delia, Dandy, Idalia, Wido, Donain, Alex, Sally, Amberlay y Brenda.

También agradezco a todos los integrantes de mi comité, en particular a la Dra. Patricia Hernández de la Rosa por su gran apoyo en la fase de campo, y por sus tan acertadas observaciones en la dirección de la presente investigación, al M. C. Enrique Guízar Nolazco, por el tiempo que me brindó en la fase de determinación botánica, así como también por la revisión y sugerencias del presente trabajo y por su amistad fuera del aula, al Dr. Gregorio Ángeles Pérez, Dr. Héctor Manuel de los Santos Posadas y al Dr. Alejandro Velázquez Martínez por sus atinadas observaciones, así como el tiempo de dedicación que le dieron a este estudio.

De igual manera agradezco a las siguientes personas por su ayuda en la determinación taxonómica de los grupos botánicos siguientes: Musgos: Dr. Manuel Delgadillo Moya y M. C. Ángeles Cárdenas Soriano. Familia Poaceae: Biól. Bertha Rodríguez Castañeda.

Así mismo agradezco al Dr. Diódoro Granados Sánchez por las asesorías recibidas del presente trabajo.

DEDICATORIA

A mi hijo Aldhair por ser el más grande regalo que Dios me ha dado y por ser mi fuerza en los momentos de adversidades.

A mis padres, por el gran amor y confianza que han depositado en mí, por ser las únicas personas que nunca escatiman esfuerzos para apoyarme y, por todos esos consejos y principios que me inculcaron para ser una persona de bien.

A mis hermanos, por ser las personas que siempre están ahí cuando todos se han ido.

Al Dr. Marco Antonio Anaya Pérez, por haberme brindado su apoyo y protección durante mi estancia en la Universidad Autónoma Chapingo, y por sus atinados y sabios consejos que me permitieron tener una mejor formación humana.

A Claudio Barroso Vidal, por su compañía, amor y amistad.

A todos mis amigos por la gran y hermosa amistad que comparto con ellos, en particular a Chava.

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	i
DEDICATORIA	ii
CONTENIDO	iii
ÍNDICE DE CUADROS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo general.....	4
2.2 Objetivos particulares.....	4
3. HIPÓTESIS	4
4. REVISIÓN DE LITERATURA	5
4.1 Biodiversidad y su importancia	5
4.1.1. Diversidad alfa (α)	7
4.1.2. Diversidad beta (β)	8
4.1.3. Diversidad gamma (γ)	9
4.1.4. Variación de la diversidad	9
4.1.4.1 Influencia de las prácticas de manejo.....	12
5. MATERIALES Y MÉTODOS	14
5.1 Descripción del área de estudio.....	14
5.1.1. Localización geográfica	14
5.1.2. Fisiografía.....	14
5.1.3. Clima	14
5.1.4. Suelos	16
5.1.5. Hidrología	16
5.1.6. Vegetación	16
5.1.7. Fauna	17
5.2 Metodología	17
5.2.1. Fase de campo.....	17
5.2.1.1 Selección de los sitios de muestreo.....	17
5.2.1.2. Toma de información	18
5.2.2. Fase de gabinete.....	19
5.2.2.1. Determinación botánica	19
5.2.2.2. Análisis de datos.....	20
5.2.2.2.1. Diversidad alfa (α)	20
5.2.2.2.2. Índice de diversidad de Shannon-Wiener.....	20
5.2.2.2.3. Índice de Simpson.....	22

5.2.2.2.4. Diversidad beta (β).....	24
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	26
6.1. Composición florística.....	26
6.2 Diversidad local alfa (α).....	32
6.3 Diversidad beta (β) similitud florística.....	39
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	44
8. LITERATURA CITADA.....	46
9. ANEXO.....	55

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Edad, riqueza, número de individuos, índice de diversidad y dominancia por área de corta y bosque sin manejo del ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.	34
Cuadro 2. Similitud florística dentro de las áreas de corta en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.	40
Cuadro 3. Coeficientes de similitud de Sorensen y Jaccard entre el bosque sin manejo y las áreas de corta en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.	42

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio del ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.	15
Figura 2. Ubicación de las anualidades intervenidas en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.	18
Figura 3. Abundancia de individuos por género en el bosque bajo manejo en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.....	28
Figura 4. Abundancia de individuos por género en el bosque sin manejo en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.....	29
Figura 5. Abundancia de especies por forma de vida en cada condición de historial de manejo del ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.....	31
Figura 6. Patrón de diversidad de las áreas bajo manejo en una cronosecuencia de 23 años en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.....	36

RESUMEN

Se estudió la diversidad vegetal del sotobosque en el ejido La Mojonera, municipio de Zacualtipán, estado de Hidalgo, para conocer el efecto que ha tenido el manejo forestal en la diversidad vegetal y composición florística del sotobosque en una cronosecuencia de 23 años. Para ello se muestrearon dos condiciones del bosque de acuerdo a su historial de manejo, áreas con tratamiento silvícola (bosque bajo manejo) y áreas no intervenidas silvícolamente (bosque sin manejo).

Se muestrearon 19 áreas de corta y 3 áreas sin manejo. En cada área se muestreó el número de especies, individuos por especie y formas de vida. Se calculó la diversidad alfa con los índices de Shannon-Wiener y Simpson para cada área muestreada. Los índices de Jaccard y Sorensen se utilizaron para conocer la diversidad beta entre áreas de corta, y entre éstas y el bosque sin manejo.

El patrón de diversidad de la cronosecuencia indica que aunque no hay diferencias estadísticamente significativas entre las áreas de corta, la tendencia general es de incremento a medida que aumenta la edad.

Se encontraron diferencias de composición de especies entre el bosque bajo manejo y el bosque sin manejo, presentándose una mayor riqueza de especies características de etapas de sucesión temprana en el primero.

La prueba de Hutcheson demostró que el área de corta más antigua (1982) fue significativamente menos diversa que el bosque natural sin que esto implique pérdida de diversidad como resultado de las prácticas de manejo. Los coeficientes de Sorensen y Jaccard revelaron que la mayor similitud en la composición florística se presentó entre el área de corta 1982 y el bosque sin manejo. Por otro lado, se encontró mayor similitud florística entre las diferentes áreas de corta que entre éstas y el bosque sin manejo.

Palabras clave: Manejo forestal, Método de Desarrollo Silvícola, diversidad vegetal, diversidad alfa, diversidad beta, sucesión, cronosecuencia.

ABSTRACT

The forest understory in the ejido “La Mojonera” at Zacualtipán, Hidalgo, was studied to assess the effect of forest management on vegetation diversity and floristic composition in a 23 - years chronosequence. Two forest conditions were found: areas with silvicultural treatment (natural managed forest) and areas without treatment (natural unmanaged forest).

A total of 19 managed and 3 un-managed areas were sampled. At each the number of species, density and life-forms was recorded. The alpha diversity was calculated on each sampled site according to Shannon Wiener and Simpson indexes. The Jaccard and Sorensen coefficients were used to evaluate the beta diversity between managed and unmanaged sites.

The vegetation diversity pattern of the chronosequence indicates that even when there are no significant statistical differences between the treated areas, the general trend is that diversity increases as the stand develops.

Significant statistical differences in species composition were found between managed and un-managed sites, being the managed conditions rich on species of early successional stages.

Hutchinson's test showed that the oldest managed stand (1982) was significantly less diverse than the natural unmanaged forest, which does not imply a loss of diversity as a result of the management practices.

Sorensen and Jaccard coefficients revealed a high similarity in the floristic composition between the oldest managed area (1982) and the unmanaged forest. On the other hand, all the managed sites showed similar floristic composition among them, but they were different compared to the unmanaged forest.

Key words: Forest management, Método de Desarrollo Silvícola, vegetation diversity, alpha diversity, beta diversity, succession, chronosequence.

1. INTRODUCCIÓN

Todas las acciones del hombre sobre el medio ambiente producen, de una u otra manera, modificaciones en la biodiversidad (Rusch *et al.*, 1999). En este sentido, la principal preocupación en materia de biodiversidad, es la acelerada pérdida de especies. Hoy en día no hay duda que su conservación debe formar parte integral de las alternativas de producción (SEMARNAT, 2004).

La conservación de la diversidad biológica, requiere entre otras cosas, el estudio de la misma y debe ser considerada como una disciplina aplicada, ubicada dentro del contexto del manejo sostenible de los recursos naturales (Pielou, 1975).

Existen diferentes niveles espaciales a los cuales se pueden enfocar los estudios sobre la biodiversidad. La diversidad alfa (α) se refiere a la diversidad dentro de un área en particular o ecosistema y generalmente se expresa como número de especies. Cuando se examina el cambio en la diversidad de especies entre diferentes ecosistemas o hábitats se mide la diversidad beta (β) y en general se contabiliza el número total de especies que son únicas a los ecosistemas o hábitats bajo comparación. Finalmente, la diversidad gama (γ) es una medida de la diversidad total para los diferentes ecosistemas dentro de una región (Koleff, 2005).

De acuerdo con Delgado y Finegan (1999) los estudios de diversidad vegetal en bosques deben contemplar principalmente la diversidad beta, que representa la biodiversidad a nivel de ecosistemas. Además de la obtención de parámetros o medidas de diversidad los cuales se usa como índice de salud del ecosistema (Magurran, 1988).

Los estudios sobre diversidad α y β son aplicables a los diferentes estratos del ecosistema forestal, sin embargo, el estudio dentro del sotobosque es la clave para entender el papel de las propiedades del ecosistema como el ciclo de nutrientes, biodiversidad y hábitat de la vida silvestre (Hunt *et al.*, 2003) por lo que indirectamente se puede tener un indicador de la salud del bosque e integridad de las

condiciones del sitio (Payandeh, 1986; Meilleur *et al.*, 1992; Small y McCarthy, 2005).

En términos de manejo forestal y sobre todo con la aplicación de prácticas silviculturales intensivas, es importante entender que la conservación de la biodiversidad depende en gran medida de la forma en que se manejan los bosques. Por ello y con el objetivo de un verdadero manejo integrado que contemple objetivos de producción y conservación, es necesario el estudio y comprensión de la respuesta de los bosques ante la intervención humana a nivel de toda la comunidad vegetal y no sólo en términos de las especies de interés para la producción, ya sean maderables o no maderables. Sin embargo, son muy pocas las investigaciones que se han enfocado a entender esta problemática (Delgado y Finegan, 1999).

En este sentido es necesario señalar que aproximadamente el 45% de la superficie de los bosques de coníferas de México, y particularmente los del género *Pinus*, se han venido manejando a través del Método de Desarrollo Silvícola (MDS), iniciado en nuestro país en 1970. Este método es una sistematización de técnicas que se basan en la corta de regeneración de árboles padres, dejando aproximadamente 16 árboles/ha como productores de semilla para regenerar el rodal en forma natural (Musálem y Fierros, 1996). La regeneración se asegura a partir de la aplicación de métodos de control periódico de la vegetación competidora, limpiezas de los desechos después de la cosecha y aclareos no comerciales (Aguilar, 1992), ya que la vegetación del sotobosque es considerada como un impacto potencial negativo en la regeneración de la especie de interés (Hunt *et al.*, 2003). Sin embargo, hasta al momento no se ha conocido el efecto que tienen tales prácticas de manejo en la diversidad del sotobosque.

De todo lo anterior se desprende la importancia de la presente investigación, la cual se realizó en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo. En este estudio se analizó el efecto que ha tenido el manejo forestal en la diversidad vegetal y composición florística del sotobosque en una cronosecuencia de 23 años. Este ejido

realiza aprovechamientos maderables de *Pinus patula*, desde 1982 a través del MDS.

Los resultados obtenidos permitirán a largo plazo tomar las decisiones más adecuadas sobre las prácticas de manejo, así como llegar a tener en un futuro modelos silvícolas para conservar, mantener y enriquecer la diversidad biológica del bosque, sin detrimento de la producción, mientras se maneja con objetivos maderables.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Analizar el efecto del manejo del bosque sobre la diversidad vegetal y composición florística del sotobosque en una cronosecuencia de 23 años en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

2.2 Objetivos particulares

Generar una base de datos de la composición florística de las especies presentes en el sotobosque del ejido.

Estimar la diversidad α (riqueza, abundancia) de las especies vegetales del sotobosque en cada una de las áreas de corta y áreas no intervenidas silvícolamente.

Estimar los índices de la diversidad β entre áreas de corta y entre el área de corta más antigua y el bosque sin manejo.

3. HIPÓTESIS

La diversidad vegetal y la composición florística del sotobosque en las áreas de corta del ejido la Mojonera, Zacualtipán Hidalgo son iguales a las de las áreas no intervenidas silvícolamente.

4. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1 Biodiversidad y su importancia

El concepto biodiversidad o diversidad biológica es un término difícil de definir de acuerdo a Bunnell (1998), sin embargo, a pesar de la dificultad que esto implica, la biodiversidad incluye la variedad y patrones espaciales de estructuras físicas, procesos, especies y genotipos (Franklin, 1988). En su definición más amplia la biodiversidad se refiere a la diversidad de la vida en todas sus formas y niveles de organización (Hunter, 1990).

Por su parte la CONABIO (1998), señala que la biodiversidad en general se refiere a la variabilidad de la vida; incluye los ecosistemas terrestres y acuáticos, los complejos ecológicos de los que forman parte, así como la diversidad entre especies y dentro de cada especie. Crow *et al.* (1994) señalan que la biodiversidad abarca tres subgrupos de diversidad: composicional, estructural y funcional. Entendiéndose como diversidad estructural el número de estratos verticales presentes y la abundancia de vegetación en ellos (Magurran, 1988).

Otros autores mencionan que la biodiversidad abarca la variedad y variabilidad entre organismos vivos y los sistemas ecológicos en que ellos ocurren, refiriéndose a tres niveles jerárquicos: diversidad de ecosistemas, de especies, y diversidad genética (Delgado y Finegan, 1999; Dirzo, 1990).

Para profundizar en la comprensión de los patrones de biodiversidad, las ciencias biológicas caracterizan hoy a la diversidad biológica en alfa, beta y gamma (Halffter, 1992; Piñero, 2005). Sin embargo, la diversidad α se considera la más importante porque a partir de ella se pueden generar las fuentes de variación o variabilidad presentes a nivel de especie (Díaz, 1993).

México es uno de los países considerados como mega-diversos al contar con 450 especies de mamíferos, 1000 de aves, 900 de reptiles y anfibios, 77 taxa de coníferas, 208 especies de orquídeas y 687 de cactáceas y en general alrededor de

25 000 especies de plantas vasculares (Sánchez, 1987). Esta riqueza biológica es considerada por los biogeógrafos como el resultado de que México es una zona de transición entre dos grandes regiones, la Neotropical (constituida por Sudamérica y Centroamérica) y la Neártica (que corresponde a Norteamérica). Por otro lado, también contribuye el haber estado influida por los procesos geológicos, biológicos y culturales; estos factores han ayudado a formar condiciones ambientales y microambientales que promueven una gran variedad de hábitats y de formas de vida (CONABIO, 1998).

La riqueza de genes ofrece grandes beneficios por la oportunidad para llevar a cabo mejoramiento genético, obteniendo especies y cultivos resistentes a plagas y enfermedades (Miller, 1987). Por otro lado, se pueden seleccionar árboles nativos resistentes a la sequía, que permitan mayor infiltración y por tanto un almacenamiento de agua subterránea, o por el contrario utilizar a las especies con alto nivel consuntivo para desecar áreas inundadas y hacer descender el nivel freático (Sánchez, 1987), lo anterior tratando de generar alternativas de solución a la crisis del agua.

Otro de los usos actuales y potenciales en pro de la conservación de la biodiversidad incluye las alternativas para el desarrollo del ecoturismo (Díaz, 1993) o en general para el suministro de servicios ambientales, como la conservación de especies, suelo, hábitat, etc. (SEMARNAT, 2004). En general, la biodiversidad forma parte integral del funcionamiento del ecosistema (Cockburn, 1991) y de los diferentes procesos ecológicos de los que depende el hombre (McNeely *et al.*, 1990).

Sin embargo, a pesar de los grandes beneficios que ofrece la biodiversidad, la falta de un mayor conocimiento, propicia desinterés en su pérdida y las diversas consecuencias negativas que esto conlleva (Toledo, 1994). Actualmente, se vive una crisis ecológica en donde la problemática de contaminación, transformación, fragmentación, pérdida de hábitats, sobreexplotación de los recursos y el comercio ilegal de especies, han propiciado la desaparición de una gran diversidad de organismos (Dirzo, 1990).

Para muchas de estas especies ni siquiera se conocerá el papel que jugaron dentro de los ecosistemas y mucho menos su biología y potencialidades de uso (Sánchez y Pineda, 2005). Esta pérdida de especies puede mermar, o eliminar otras poblaciones, lo que a su vez incidirá en la reducción del paisaje generando un ambiente sobre-simplificado, incapaz de mantenerse y predisponiéndolo hacia su desaparición (Wilson, 1992).

El cambio de uso de suelo se considera como el mayor abuso de los seres humanos hacia los recursos naturales y por ende la mayor causa en la reducción de la biodiversidad del planeta (Hobbie *et al.*, 1994). Ante esta problemática y la pérdida acelerada de especies, es necesario considerar a la conservación de biodiversidad como parte integral de las alternativas de producción (SEMARNAT, 2004).

4.1.1. Diversidad alfa (α)

Existen diferentes conceptos que definen a la diversidad alfa como la riqueza o número de especies en un hábitat, sitio o ecosistema homogéneo (Whittaker, 1960; Halffter, 1992; Piñero, 2005). Por otro lado, Halffter y Moreno (2005) señalan que existen tres tipos de diversidad alfa: puntual que es el número de especies que tiene una comunidad en un punto determinado; alfa promedio que representa un promedio de valores puntuales correspondiente a diferentes lugares dentro de un paisaje ocupado por una misma comunidad y diversidad alfa acumulada, refiriéndose a esta última como el número de especies que se colecta en un punto determinado en un cierto lapso de tiempo. Es decir, es un valor que corresponde a la suma de las especies encontradas entre dos límites de tiempo.

Para facilitar la comprensión de la diversidad alfa, es necesario mencionar aparte de su significado biológico el que existen factores que inducen a su variación; estos son: a) la heterogeneidad espacial y del paisaje, b) factores ambientales, c) interacciones entre poblaciones, d) fenómenos demográficos, e) el área que ocupa la comunidad en estudio, f) y elementos tales como especies raras y turistas (Halffter y Moreno, 2005).

En general, la riqueza de especies se define como el número de especies por número de individuos especificados o biomasa (Kempton, 1979). No incluye la variable tiempo, sólo se hace referencia al número de especies presentes en un sistema (Díaz, 1993). En el cálculo de la diversidad alfa se utilizan medidas de diversidad de especies que de acuerdo a Magurran (1988) pueden clasificarse en: índices de riqueza de especies, modelos de abundancia de especies y los índices basados en la abundancia proporcional de especies.

Los índices basados en la abundancia proporcional de especies considera dos clasificaciones: los índices derivados de la teoría de la información y las medidas de dominancia. En la primera clasificación se encuentra el índice de Shannon-Wiener, y en la segunda el índice de Simpson; éstos son dos de los índices más populares que se originaron en 1949 (Miranda, 1999).

4.1.2. Diversidad beta (β)

En términos generales se conoce como una medida que expresa la magnitud de cambio entre dos ecosistemas (Whittaker, 1960), es decir la similitud o diferencia entre dos hábitats, lo cual permite entender la variación en la composición de especies entre áreas de diversidad α (Magurran, 1988), permite entender por qué un hábitat es más diverso que otro.

Las diferencias entre especies pueden ocurrir en el espacio, cuando las mediciones se hacen en sitios distintos en un mismo tiempo, o en el tiempo, cuando las mediciones se realizan en el mismo lugar pero en tiempos distintos (Halffter y Moreno, 2005).

Un paisaje que tiene exactamente una composición igual de especies tiene una diversidad beta de cero, en cambio un paisaje que cambia rápidamente la composición de especies presenta una alta diversidad beta (Feinsinger, 2001).

Los principales factores que influyen en la diferencias entre hábitats son: riqueza, escala espacial (a mayor distancias entre sitios de comparación, mayor

recambio de especies), ambiente (mayor variación ambiental mayor tasas de recambio) y ocupación de las especies (especies con amplia distribución contribuyen poco al recambio de las especies y viceversa) (Koleff, 2005).

Existen muchas técnicas numéricas para cuantificar la similitud o las diferencias en la composición de especies entre muestras (Feinsinger, 2001), sin embargo, dos de los coeficientes más utilizados son los índices de Jaccard y Sorensen (Magurran, 1988).

Ambos índices están diseñados para ser igual a 1 en casos de similaridad completa, o igual a 0 si las comunidades o grupos bajo comparación son disimilares y no tienen especies en común. Son simples de calcular, pero tienen la desventaja de que como se basan en la presencia/ausencia no consideran la abundancia de las especies (Magurran, 1988), lo que los hace sensibles al tamaño de muestra, especialmente en aquellos grupos con muchas especies raras (Chao *et al.*, 2005).

4.1.3. Diversidad gamma (γ)

La diversidad gamma se refiere al número de especies del conjunto de sitios o comunidades que integran un paisaje (Halffter y Moreno, 2005; Piñero, 2005) y está fuertemente relacionada con la diversidad alfa y beta ya que permite entender los patrones de variación espacial de floras y faunas (Koleff, 2005). Es decir, al cuantificar la diversidad alfa y beta de un paisaje, se entenderán los factores asociados a cada una, por lo que se espera dar una mejor explicación de los patrones de diversidad regional o gamma (Halffter y Moreno, 2005).

4.1.4. Variación de la diversidad

Son muchos los factores que inciden en la diversidad, entre los más mencionados se encuentran la latitud, altitud, heterogeneidad espacial, edad del área y las alteraciones o disturbios en el medio (Miranda, 1999).

La sucesión, entendida como el patrón de cambio gradual en la diversidad a través del tiempo (Miranda, 1999) ha sido uno de los enfoques a través de los cuales

se trata de explicar el cambio temporal en los diferentes componentes de la diversidad (Roberts y Gilliam, 1995). Se ha reportado que en términos generales, la diversidad es mayor en sitios heterogéneos (Hunter, 1990) y que los sitios más viejos también suelen presentar diversidad más alta al compararlos con áreas de reciente establecimiento (Odum, 1972).

La sucesión secundaria es la respuesta a una perturbación o disturbio, los cuales pueden alterar la estructura del bosque (incendios, la acción del viento, los aprovechamientos forestales y las actividades de desmonte); modificar la composición de las especies del bosque (introducción de nuevas plantas o animales dentro del ecosistema o eliminación de plantas o animales al sistema) o bien alterar el clima en el largo plazo (Spurr y Barnes, 1982).

El cambio de diversidad que se va dando a través de la sucesión se explica en muchas investigaciones, una de ellas es la que señala Odum (1969) al considerar que la diversidad incrementa a través de la sucesión y llega a su punto cumbre en el clímax, porque es la etapa en que el nicho está bien desarrollado y muchas especies pueden compartir la biomasa acumulada. Sin embargo, Spurr y Barnes, (1982) señalan que esta etapa es de estabilidad relativa porque aún se van dando cambios en el sistema.

Córdova y Del Castillo (2001) investigaron sobre la abundancia y composición de epífitas en la región El Rincón Oaxaca, a través de una cronosecuencia compuesta por cuatro edades (15, 45, 75 y > 90 años). Evaluaron los cambios que las epífitas han sufrido a lo largo de la sucesión secundaria, basados en que estas especies son muy susceptibles al cambio climático asociado con disturbios, cambios en la vegetación y sucesión. En dicho estudio encontraron que la cubierta total de epífitas incrementa con la edad del rodal. Pero la tasa de colonización de las especies a la edad de 90 y 100 años no es igual al del bosque primario.

Por otro lado, se señala que la diversidad alcanza su máximo en etapas intermedias de la sucesión, (Schoonmaker y McKee, 1988), porque ha transcurrido el

tiempo suficiente para que una variedad de especies invadan pero no el tiempo necesario para que algunas especies lleguen a dominar y excluyan a las especies competitivas (Bormann y Likens, 1979; Roberts y Gilliam, 1995).

Otros autores consideran que la diversidad es máxima poco después del disturbio porque a las especies que continúan en el bosque se sumarían especies nuevas que llegan al lugar (Hunter, 1990). Por otro lado Spurr y Barnes (1982), señalan que la diversidad de especies tiende a ser baja en las primeras y últimas etapas del desarrollo forestal.

Alguna de las investigaciones que se han realizado en el sotobosque reportan una mayor diversidad de herbáceas poco tiempo después de un disturbio (Borman y Likens, 1979; Robert y Gilliam, 1995; Oliver y Larson, 1990; Small y MacCarthy, 2005). Hunter (1990) señala que un paisaje que tenga muchas etapas consecutivas de desarrollo como la de un bosque bajo manejo es más diverso que un bosque con una sola etapa.

El análisis de la presencia y riqueza de especies en el sotobosque se considera básico para una comprensión de la sucesión forestal ya que la diversidad del sotobosque está altamente influenciada por la disponibilidad de luz, humedad y el contenido de nutrientes en un sitio particular (Spurr y Barnes, 1982).

Por ejemplo, Huebner *et al.* (1995) realizaron una investigación sobre los factores que afectan la diversidad del sotobosque en un bosque deciduo de crecimiento secundario; encontraron una mayor diversidad del sotobosque en suelos húmedos y por el contrario una baja diversidad en la exposición sur del área de estudio donde existía una alta demanda de humedad. También se encontró que las plantas que presentaban raíces profundas indicaban menor disponibilidad de agua y esto se relacionaba con una menor diversidad del sitio al competir por humedad.

En otro estudio Small y MacCarthy (2005) encontraron mayor diversidad en sitios donde la proporción de C/N fue baja, mayor contenido de N y humedad en el suelo. Sin embargo, la saturación de nitrógeno en el suelo puede tener impactos

significativos en la dinámica del bosque, por lo cual sitios con éstas característica son más susceptible a disturbios como plagas, enfermedades y por tanto al crecimiento de especies susceptibles a este elemento como son las hierbas.

4.1.4.1 Influencia de las prácticas de manejo

Otro de los elementos que influyen en la diversidad de un área es el manejo que se le da al bosque, ya que todas las acciones del hombre sobre el medio ambiente, producen de una u otra manera alteraciones en la diversidad (Rusch *et al.*, 1999).

El grado de perturbación encontrado en un bosque manejado es muy diferente al que se presenta en un bosque sujeto solo a perturbaciones naturales (Delgado y Finegan, 1999), ya que la perturbación antrópica afecta los mecanismos de homeostasis de las comunidades y permite la entrada al paisaje de especies que antes no existían en él (Halffter y Moreno, 2005).

En diversas áreas de México, los bosques de coníferas y particularmente los del género *Pinus*, se han venido manejando a través del Método de Desarrollo Silvícola (MDS). Éste método es una sistematización de técnicas dasonómicas para el aprovechamiento de bosques de clima templado frío que representa una alternativa de ordenación forestal. Se caracteriza por captar el máximo potencial productivo del suelo para la producción de madera y obtener un rendimiento sostenido en volumen y productos, los cuales se pretenden alcanzar a través del concepto de bosque normal y la aplicación de los tratamientos silvícola fijados por el método de regeneración de árboles padres (Rosales *et al.*, 1982).

Los tratamientos que comprende el MDS según la etapa de desarrollo del bosque son cortas de regeneración, cortas de liberación y aclareos. (Rosales *et al.*, 1982). Este método intenta imitar los efectos de los incendios forestales para propiciar la regeneración de pinos y así reproducir procesos de sucesión natural (INE, 2005).

Los tratamientos de manejo como cosecha y preparación del sitio podrían tener una extensa variedad de efectos iniciales dependiendo de cómo son implementados. Por ejemplo, el establecimiento de plántulas de *Rubus idaeus* L. y *Betula alleghaniensis* Britton fue más alta en los claros donde hubo remoción de la vegetación del sotobosque que en aquellos claros que no fueron limpiados después de la cosecha, lo anterior debido a que hubo menos mortalidad de las plántulas en el suelo mineral por su estabilidad en temperatura y condiciones de humedad (Roberts y Dong, 1993).

Además, los patrones de disturbio por cosecha, prevención del fuego y otros tratamientos podrían causar una reducción en la diversidad (Roberts y Gilliam, 1995), es por ello que es más alta la diversidad en las comunidades en medios estables que aquellas sujetas a perturbaciones estacionales o periódicas (Odum, 1972).

Una diversidad alta significa cadenas de alimentos más largas (mutualismo, parasitismo, comensalismo etc.), así como mayores posibilidades de control de retroalimentación negativa, que reduce oscilaciones y, por consiguiente, aumenta la estabilidad (Odum, 1972).

Sin embargo, si se considera una remoción selectiva de un pequeño volumen de árboles maderables, y la subsecuente protección del bosque para permitir la regeneración de un producto que es cosechado después de varias décadas, constituye una forma de perturbación que es compatible con la conservación de mucha de la biodiversidad de los bosques (Delgado y Finegan, 1999). Aunado a que la preparación del suelo permite la germinación de semillas que se encontraban almacenadas en el suelo forestal incrementando la diversidad y que el aclareo ayuda a rescatar la biomasa de aquellos árboles que estaban a punto de morir y además ayudan al crecimiento de gramíneas y otros arbustos al liberar, principalmente espacio de crecimiento, lo que finalmente tiene un efecto en el aumento de la diversidad biológica (Hunter, 1990).

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Descripción del área de estudio

5.1.1. Localización geográfica

El área de estudio se localiza en el ejido “La Mojonera”, municipio de Zacualtipán, estado de Hidalgo, entre las coordenadas geográficas 20° 37′11″ y 20° 37′43″ de Latitud Norte y a los 98° 36′22″ y 98° 37′37″ de Longitud Oeste, con una altitud media de 2060 msnm. Colinda al norte con la carretera a Tlahuelompa, al sur con el ejido Atopixco, al este con el ejido El Reparó y al Oeste con los predios Tlatoxca, San Miguel Ferrería y Tlachique (Figura 1) (Aguilar y Razo, 1995).

5.1.2. Fisiografía

El área de estudio se ubica dentro de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental y subprovincia Sierra de Zacualtipán (Ángeles, 1995). El paisaje presenta una superficie semiplana, además de cerros y cañadas con fuertes pendientes (Anónimo, 1988).

5.1.3. Clima

De acuerdo con la clasificación climática de Köppen modificada por García (1988), el clima que predomina en el área de influencia del ejido es del tipo C (fm)w”b(e)g; que equivale a un clima templado-húmedo con lluvias todo el año y porcentaje de lluvia invernal mayor de 5% y con respecto al total anual, menor del 18%. Los meses de sequía se presentan de febrero a mediados de mayo.

La temperatura media anual es de 12.4 °C con una máxima extrema promedio de 38° C, y una mínima extrema de -10 °C. La precipitación media anual es de 1854 mm (INEGI, 1995).

También, se presentan los tipos climáticos Cm y C(w2). El primero es un clima templado-húmedo con abundantes lluvias en verano, el porcentaje de precipitación del mes más seco es mayor de 40 mm, el segundo es un clima templado subhúmedo, el más húmedo de todos los templados subhúmedos y la precipitación del mes más seco es menor a 40 mm.

5.1.4. Suelos

De acuerdo con FAO-UNESCO (1970), modificada por DIGETENAL (Dirección de Geografía y Estadística del Territorio Nacional), en esta área se presenta la unidad de suelo Feozem háplico (Hh +Rc+J/2) en asociación con las unidades Regosol calcárico y Litosol de clasificación textural franco o migajón. Los suelos Feozem se localizan en las partes bajas del terreno y muestran una capa superficial oscura, suave y rica en materia orgánica y nutrientes; en las partes con mayor pendiente se encuentran suelo claros, con poco desarrollo y profundidades pareciéndose a la roca que les dio origen; la textura es media (Aguilar y Razo, 1995).

5.1.5. Hidrología

El área de estudio se encuentra dentro de la Región Hidrológica del Río Panuco que desemboca en el Golfo de México, la cuenca del Río Moctezuma y la subcuenca del Río Venados.

En época de lluvias se forman escurrimientos temporales debido a que el área forestal se ubica en las partes altas de la zona y no es posible encontrar cuerpos de agua permanentes (Aguilar y Razo, 1995).

5.1.6. Vegetación

Los tipos de vegetación presentes en la región de Zacualtipán son: bosque de encino, bosque de pino encino y bosque mesófilo de montaña (Ángeles, 1995).

En el estrato arbóreo dominante se encuentran *Pinus patula*, *Quercus crassifolia*, y *Q. laurina*, entre los árboles de talla mediana están *Clethra mexicana* y

Cornus disciflora, entre los árboles bajos están *Cleyera theaoides*, *Viburnum caudatum*, *Vaccinium leucanthum*, y *Gaultheria hirtiflora* (Aguilar y Razo, 1995).

Entre los arbustos se encuentran *Eupatorium sp.*, *Befaria glauca*, *Miconia glaberrima*, *Rhus trilobata*, *Myrica pringlei* y *Citharexylum sp.* (Alcántara y Luna, 2001).

También se presentan hongos de los géneros *Hypomices sp.*, *Boletus sp.*, *Amanita sp.*, *Ramaria sp.*, y *Lactarius sp.* (Aguilar y Razo, 1995).

5.1.7. Fauna

La fauna que se presenta en el área bajo estudio se compone de pequeños mamíferos como tlacuache (*Didelphys marsupiales*), conejo del este (*Sylvilagus floridanus*), ardilla arbórea (*Sciurus eueogaster*), comadreja (*Mustela frenata*), zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), zorrillo (*Spilogate augustifrons*), tejón (*Nasua larica*) y gato montés (*Lynx rufus*); existen aves de importancia cinegética como codorniz común (*Colinus virginianus*), codorniz pinta (*Cyrtonix montezumae*), paloma codorniz (*Oreopelia albifacies*) y otras menos importantes como huilota (*Zenaida macroura*), querreque (*Picoides villosus*) y coa (*Trogon mexicanus*), además se encuentran reptiles como lagartijas y culebras (Aguilar y Razo, 1995).

5.2 Metodología

5.2.1. Fase de campo

5.2.1.1 Selección de los sitios de muestreo

En noviembre del 2005 se llevaron a cabo muestreos de vegetación en el sotobosque de áreas bajo tratamiento silvícola y áreas sin intervención silvícola.

Para seleccionar los sitios de muestreo, se contó con el apoyo del plano del ejido (Figura 2) en donde se encuentran delimitadas las áreas de aprovechamiento y sitios de inventario permanente que se han establecido en la zona con diferentes fines de estudio. En el caso del muestreo en áreas bajo tratamiento silvícola, se

seleccionaron áreas cercanas al sitio de inventario y para el muestreo en áreas sin intervención silvícola se seleccionaron sitios que no estuvieran bajo aprovechamiento, asumiendo que ésta sería la condición original del bosque.

El ejido La Mojonera, inició la aplicación del Método de Desarrollo Silvícola (MDS) a partir de 1982. Sin embargo, para este estudio sólo se consideraron 19 áreas de corta o anualidades, debido a que no se pudieron ubicar las áreas intervenidas en 1992, 1994, 2002 y 2003.

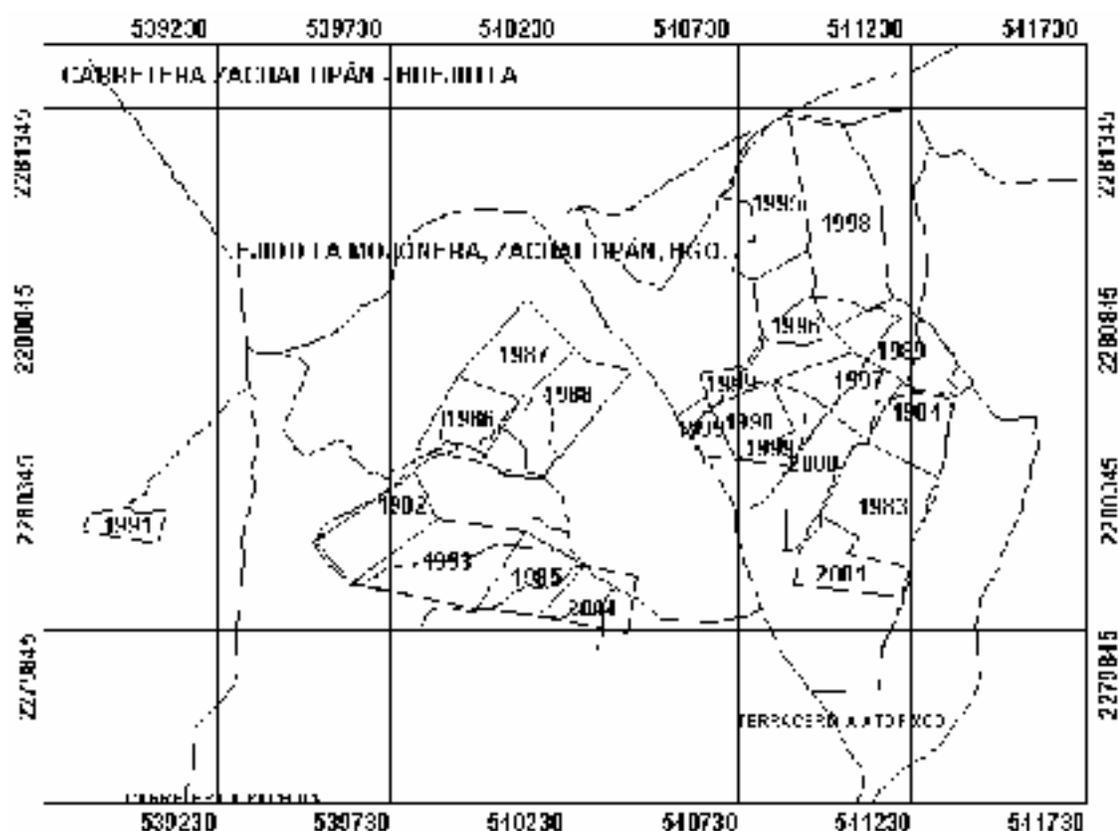


Figura 2. Ubicación de las anualidades intervenidas en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

5.2.1.2. Toma de información

Para el levantamiento de datos en áreas bajo manejo, se establecieron dos líneas de 20 m con rumbos al azar. A lo largo de éstas se levantaron tres cuadros de muestreo de 1 m². Cada cuadro fue colocado de manera alterna (derecha, izquierda,

derecha). En total se levantaron seis cuadros por cada área de corta. Para el caso de las áreas sin manejo se establecieron cuatro líneas de muestreo orientadas con respecto al centro del área, en los rumbos norte, sur, este y oeste. En cada línea se ubicaron y muestrearon cuatro cuadros (1 m²). El primero se estableció a cinco metros del origen de la línea y los tres siguientes a cada 20 m a partir del primero. En total se levantaron 48 cuadros en las áreas sin manejo.

Cada cuadro fue delimitado con el apoyo de dos escuadras de madera de 1 x 1 m de longitud, en el centro de cada uno de ellos se registraron las coordenadas geográficas con el apoyo de un GPS.

Se registraron en un formato los datos de todas las especies encontradas en cada cuadro y que presentaban alturas ≤ 1.5 m. Las variables que se registraron fueron; nombre común, nombre científico o clave de identificación, número de individuos y forma de vida.

Se tomaron muestras botánicas de cada especie diferente encontrada en cada cuadro. Se colectaron únicamente las ramillas, preferentemente con la presencia de flores y frutos para el caso de especies arbóreas y arbustivas. En el caso de especies herbáceas se colectó la planta completa.

La muestra fue etiquetada con el nombre común y/o científico cuando éstos se conocían. En caso contrario se registró con una clave consecutiva para cada especie. Las muestras fueron herborizadas y llevadas a la estufa de secado del herbario CHAP de la División de Ciencias Forestales.

5.2.2. Fase de gabinete

5.2.2.1. *Determinación botánica*

La determinación botánica fue realizada en el Herbario CHAP de la División de Ciencias Forestales en la Universidad Autónoma Chapingo. La determinación fue a nivel de especies y con el apoyo de especialistas para algunas familias. Las muestras de la familia Poaceae se pudieron determinar con el apoyo de la Biól.

Bertha Rodríguez Castañeda, especialista en pastos y profesora investigadora del departamento de Zootecnia de la misma Universidad. Los musgos se enviaron al Herbario Nacional del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México con la especialista M. C. Ángeles Cárdenas Soriano para su determinación.

Los especímenes que fueron determinados en el herbario CHAP fueron cotejados con la colección científica con la que cuenta el ya mencionado herbario.

Los ejemplares de musgos pasaron a formar parte de la colección científica del Herbario Nacional y las demás especies a la colección del herbario CHAP.

5.2.2.2. Análisis de datos

Los datos obtenidos fueron vaciados en hojas de Excel, ordenándolos en dos libros uno para los datos del bosque bajo manejo y el segundo para los datos del bosque sin manejo. Cada hoja pertenecía a un área muestreada y los datos fueron ordenados por cuadro de muestreo, coordenadas geográficas, nombre común y científico, clave dada en campo número de individuos y forma de vida. Lo anterior facilitó el manejo de información y su posterior análisis.

5.2.2.2.1. Diversidad alfa (α)

Para el análisis de la diversidad alfa, se determinó la riqueza como el número total de especies encontradas en cada m^2 muestreado en cada área de corta y el bosque sin manejo.

Con estos datos se estimaron los índices de diversidad de acuerdo a la propuesta de Shannon-Wiener (H') base logaritmo natural y la dominancia se calculó de acuerdo al Índice de Simpson.

5.2.2.2.2. Índice de diversidad de Shannon-Wiener

Shannon y Wiener obtuvieron la función que se conoce como índice de diversidad de Shannon. En ocasiones se les denomina incorrectamente como índice de Shannon-Weaver (Krebs, 1985).

Este índice es una propuesta de cálculo derivado de la teoría de la información que combina riqueza y uniformidad (Díaz, 1993).

Se calcula a partir de la ecuación:

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (1)$$

Donde:

H' = Índice de diversidad de Shannon-Wiener.

P_i = es la proporción de individuos o la abundancia relativa en la i -ésima especie y se estima mediante n_i/N .

n_i es el total de individuos de la i -ésima especie.

N es el número total de individuos muestreados.

\ln = Logaritmo natural.

S = Número total de especies en la muestra.

En los cálculos del índice de Shannon-Wiener frecuentemente se utilizan \log_2 , pero puede adoptarse cualquier base logarítmica (Magurran, 1988). El valor de H' depende de la base logarítmica que se escoge para su cálculo (Feinsinger, 2001) por lo que es importante que la elección de ésta sea consecuente al comparar diversidades entre dos muestras (Magurran, 1988).

El índice de Shannon-Wiener se utiliza ampliamente en ecología, ya que es una medida de la incertidumbre de que al obtener un individuo de una muestra de S especies y N individuos pertenezca a la especie anteriormente obtenida (Miranda, 1999). Permite efectuar comparaciones cuando no se está interesado en separar componentes de diversidad, porque es independiente del tamaño de la muestra (Odum, 1972).

El valor del índice de Shannon-Wiener se ve afectado por la abundancia de la especie más común pero a pesar de ello es un índice muy bien aceptado en investigaciones de diversidad estructural (Magurran, 1988). Hutcheson (1970) señala que ese índice está distribuido normalmente.

El índice de Shannon-Wiener considera que los individuos se muestrean al azar a partir de una población infinita y que todas las especies están representadas en la muestra.

Este índice combina riqueza y uniformidad. El intervalo de valor para este índice se encuentra entre 1 y 5; comúnmente suele hallarse entre 1.5 y 3.5 y raramente sobrepasa 4.5 (Margalef, 1972).

5.2.2.2.3. Índice de Simpson

Es una medida de dominancia y fue el primer índice usado en ecología para evaluar la diversidad. Se basa en la probabilidad de que dos individuos tomados al azar pertenezcan a una misma especie. Este valor fluctúa entre 0 y 1 (Miranda, 1999).

Se calcula con la siguiente fórmula:

$$D = \sum \left(\frac{ni(ni-1)}{N(N-1)} \right) \quad (2)$$

Donde:

D = Índice de Simpson.

ni = Número de individuos de la especie i .

N = Número total de individuos.

Al igual que el índice de Shannon-Wiener, el índice de Simpson considera tanto la uniformidad y la riqueza de especies. Es menos sensible para el número de

especies, pero se ve afectado por la abundancia de la especie más común (Magurran, 1988). Es un índice fácil de calcular, presenta baja sensibilidad al tamaño muestral y tiene una gran amplitud de uso (Miranda, 1999).

Un valor alto de D denota una dominancia alta y escasa participación de individuos de pocas especies, mientras que valores pequeños de D indican una baja dominancia y una distribución más uniforme de los individuos entre las especies. A medida que D se incrementa, la diversidad decrece. El índice de Simpson se expresa como $1/D$ (Magurran, 1988).

Ya obtenidos los índices de diversidad por área de corta y del bosque sin manejo se procedió a realizar un análisis con un enfoque de cronosecuencia.

Para poder analizar las áreas de corta con un enfoque de cronosecuencias, se graficaron los datos de diversidad de cada área de corta con la edad de la misma para después agregarle una línea de tendencia y así poder explicar el comportamiento de la diversidad de cada área conforme aumenta la edad.

Utilizando el método de Hutcheson (1970) se obtuvo el cálculo de la “t” (ecuación 3), para determinar las diferencias estadísticas significativas entre el índice de diversidad de Shannon para cada una de las áreas de corta con el índice de diversidad del bosque sin manejo

$$\tau = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{var } H'_1 + \text{var } H'_2)^{1/2}} \quad (3)$$

Donde:

τ = t calculada.

H'_1 = Diversidad de la muestra 1.

H'_2 = Diversidad de la muestra 2.

$\text{var } H'_1 =$ Varianza la diversidad de la muestra 1.

$\text{var } H'_2 =$ Varianza de la diversidad de la muestra 2.

La varianza de H' se calcula a partir de la ecuación 4:

$$\text{var } H' = \frac{\sum pi(\ln pi)^2 - (\sum pi \ln pi)^2}{N} + \frac{S-1}{2N^2} \quad (4)$$

Una vez conocida “t” se procedió a calcular los grados de libertad (ecuación 5) y así proceder a la prueba de hipótesis, al comparar este valor con el valor de t de tablas.

$$df = \frac{(\text{var } H'_1 + \text{Var}H'_2)^2}{(\text{var } H'_1)^2 / N_1 + (\text{var } H'_2)^2 / N_2} \quad (5)$$

Conocer el índice de diversidad del bosque sin manejo permitió tener un parámetro de comparación con respecto al bosque bajo manejo, en cuanto a la dinámica del segundo a medida que avanza la sucesión.

5.2.2.2.4. Diversidad beta (β)

La diversidad beta se ha utilizado para expresar el reemplazo espacial en la identidad de las especies entre dos o más áreas (Koleff, 2005).

El reemplazo de especies fue calculado con los índices de Jaccard (ecuación 6) y Sorensen (ecuación 7) (Magurran, 1988).

En donde el número de especies compartidas por dos ensamblajes se le denomina j ; a es el número de especies en una primer comunidad y b es el número de especies en una segunda comunidad (Chao *et al.*, 2005).

$$C_j = j/(a + b - j) \times 100 \quad (6)$$

$$C_s = 2j/(a + b) \times 100 \quad (7)$$

Donde:

C_j = Índice de semejanza florística de Jaccard.

C_s = Índice de semejanza florística de Sorensen.

j = Número de especies que se encuentran en ambos sitios.

a = Número de especies que se encuentran en el sitio A.

b = Número de especies que se encuentran en el sitio B.

A medida que los valores se aproximen a 100%, los sitios en comparación presentan una mayor semejanza florística.

Estos índices fueron utilizados para la comparación la semejanza florística entre las diferentes áreas de corta, y entre estas con el bosque sin manejo.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Composición florística

El listado florístico de diversidad del sotobosque para ambas condiciones (con manejo y sin manejo) comprende un total de 78 especies, distribuidas en 54 géneros, pertenecientes a 39 familias (Ver anexo).

En las áreas bajo manejo se encontró un total de 75 especies, de las cuales 55 fueron determinadas a nivel de especie y 15 ejemplares solamente hasta género, estos últimos fueron *Stevia* (siete especies), *Heuchera* (dos especies), *Panicum* (dos especies), *Galium* (una especie), *Monnina* (una especie), *Selaginella* (una especie) y *Oxalis* (una especie). No se identificaron cinco especímenes, ya que por la época de colecta solamente se obtuvo material vegetativo.

En las áreas sin manejo, se presentaron 47 especies de las cuales sólo se determinaron 32 a nivel de especie y 15 no fueron posibles de identificar ya que no se encontraron estructuras reproductivas que ayudaran a esto.

La familia que se encuentra más representada en ambas condiciones es la Rosaceae con seis especies para el bosque bajo manejo y tres especies para el bosque sin manejo. En el caso de las áreas bajo manejo también se encontraron las familias: Fagaceae (siete especies), Asteraceae (seis especies), y Poaceae (cinco especies) y en las áreas sin manejo se encuentran Aspleniaceae y Ericaceae (tres especies cada una).

Los géneros más representativos en cuanto a número de especies en las áreas bajo manejo son *Stevia* (siete especies), *Quercus* (siete especies), *Rubus* (tres especies) y *Panicum* (tres especies); para las áreas sin manejo se encuentran *Monnina* (dos especies), *Viburnum* (dos especies) y *Asplenium* (dos especies) (Figura 3).

A nivel de especie las herbáceas son más abundantes en las áreas bajo manejo. Del total de especies determinadas taxonómicamente, solamente *Litsea glaucescens* (Lauraceae) se encuentra en la categoría de peligro de extinción de acuerdo a la NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2002).

El género más abundante encontrado en las áreas bajo manejo es *Rubus* con un promedio de 25526 individuos ha¹ y un error estándar de la media de 2876.9. Los géneros menos abundantes fueron *Bryum*, *Fragaria*, *Pleopeltis*, *Phlebodium*, *Cyperus*, *Stipa*, *Sporobolus* y *Crataegus*, esto debido a que solamente fueron encontradas en una sola área de corta (Figura 3).

En las áreas bajo manejo silvícola existe una mayor presencia de especies de la familia Asteraceae, sobre todo representada por el género *Stevia* que en las áreas sin manejo.

Las especies que solamente fueron encontradas en las áreas bajo manejo incluyen herbáceas de los géneros *Aegopogon*, *Atrichum*, *Bidens*, *Bomarea*, *Bryum*, *Cyperus*, *Dichondra*, *Digitalis*, *Galium*, *Lepechinia*, *Leptodontium*, *Lophosoria*, *Oxalis*, *Panicum*, *Phlebodium*, *Phytolacca*, *Polypodium*, *Pteridium*, *Selaginella*, *Sonchus*, *Sporobolus*, *Stipa* y *Taraxacum*; arbustivas del género *Vitis* y arbóreas de los géneros *Rhus* y *Arbutus*.

En el bosque sin manejo se encontraron de manera exclusiva las herbáceas del género *Cheilanthes*, *Asplenium*, *Dryopteris*, *Chimaphila*; las formas de vida arbóreas fueron *Cornus*, *Ilex*, y *Gaultheria*; todos éstos se han reportado como parte de la composición florística del bosque primario (Alcántara y Luna, 2000).

Los géneros de hierbas comunes en ambas condiciones fueron *Campylopus*, *Lepechinia*, *Pleopeltis* y *Baccharis*; arbustivas como *Tibouchina*, *Monnina*, *Morella*, *Rubus*, *Smilax*, y *Ternstroemia* y *Viburnum*, *Clethra*, *Vaccinium*, *Quercus*, *Litsea*, *Crataegus*, *Prunus*, *Rhamnus*, y *Symplocos* dentro del grupo de árboles.

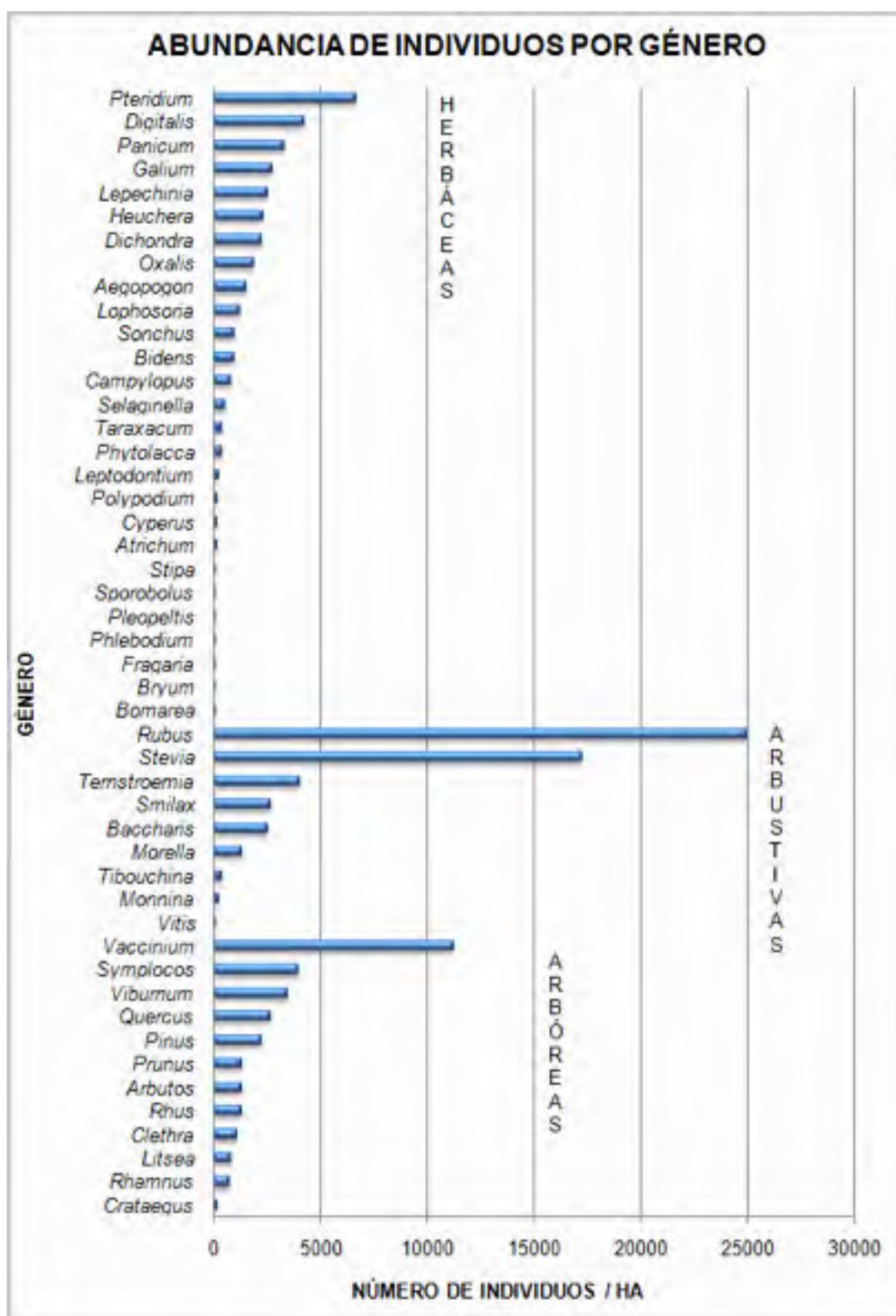


Figura 3. Abundancia de individuos por género en el bosque bajo manejo en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

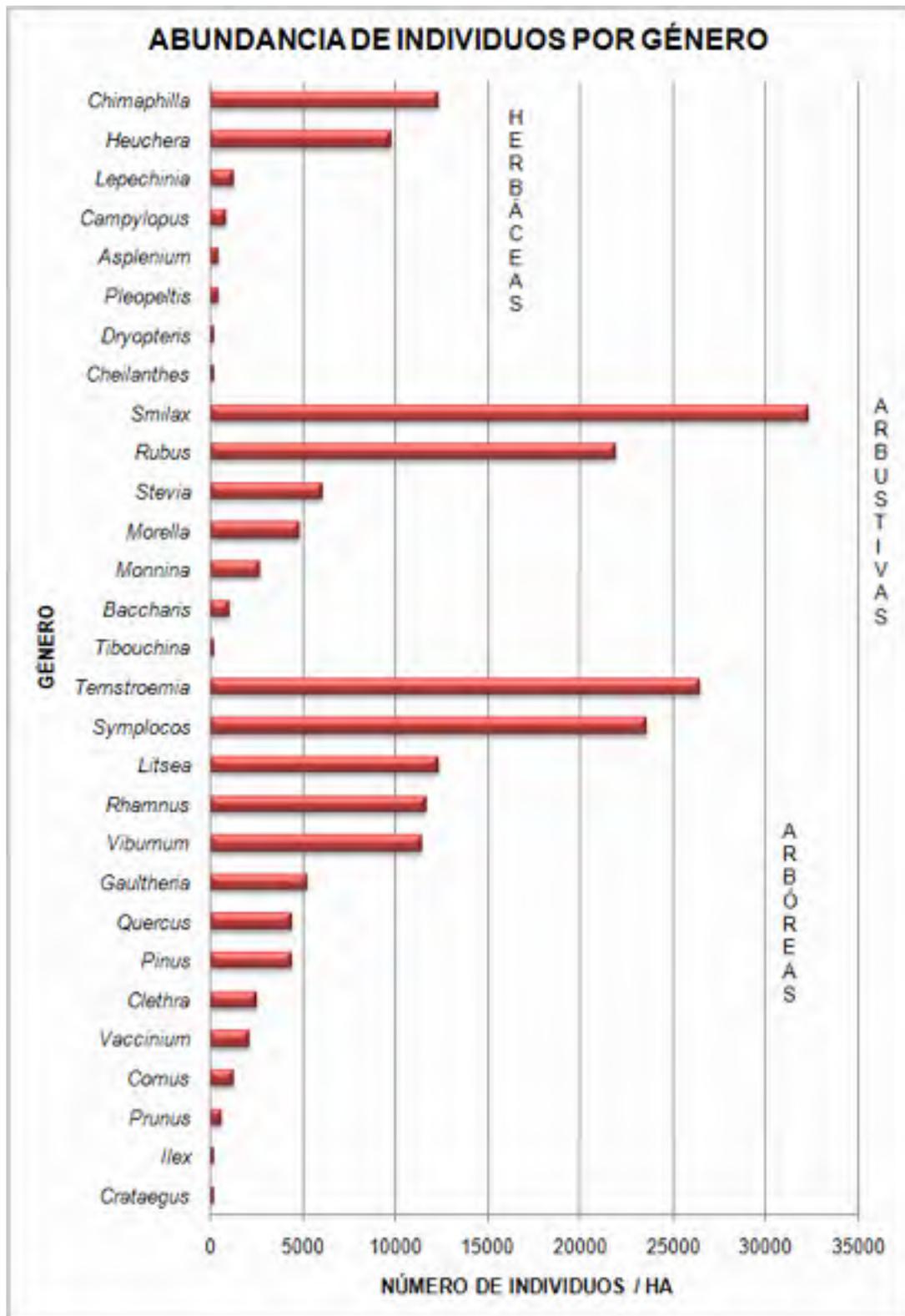


Figura 4. Abundancia de individuos por género en el bosque sin manejo en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

A nivel de género, el más abundante en las áreas sin manejo fue *Smilax*, con un número promedio de 33333 ha¹ y un error estándar de la media de 9677.11. Los géneros menos abundantes fueron *Cheilanthes*, *Dryopteris*, *Tibouchina*, *Crataegus* e *Ilex*, al igual que en las áreas bajo manejo se debe a que fueron poco frecuentes (Figura 4).

De acuerdo a lo reportado por Borman y Likens (1979); Robert y Gilliam (1995); Oliver y Larson (1990); Small y MacCarthy (2005) las formas de vida encontradas en el sotobosque en las áreas de corta están dominadas por las herbáceas y en el bosque sin manejo dominan las especies arbóreas (Figura 5).

La dominancia de herbáceas en las áreas de corta se ha explicado porque al realizar los aprovechamientos maderables se establecen claros los cuales son utilizados por plantas heliófitas, oportunistas e invasoras que aprovechan estas condiciones para desarrollarse y en algunos casos dominar el sitio (Spurr y Barnes, 1981; Hunter, 1990).

Halffter y Moreno (2005) señalan que la perturbación antrópica afecta los mecanismos de homeostasis de las comunidades y permite la entrada al paisaje de especies invasoras. Estos mismos autores señalan que al haber nuevas condiciones de hábitat es posible que el sitio sea colonizado por especies periféricas o de paisajes próximos, principalmente generalistas, que se ven favorecidas y agregan heterogeneidad a la estructura vegetal.



Figura 5. Abundancia de especies por forma de vida en cada condición de historial de manejo del ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

El área particular de estudio no cuenta con un estudio florístico, y por lo mismo no se tiene conocimiento de la caracterización botánica del bosque maduro. Sin embargo, la lista que se presenta en este trabajo representa un primer aporte al listado florístico del ejido y de la zona. Se puede señalar que las especies características del bosque en la zona son aquellas encontradas solamente en las áreas sin intervención silvícola y las especies en común entre las áreas de corta y las áreas sin manejo.

En el área de Tlahuelompa, cercana a la zona de estudio, Alcántara y Luna (2001) reportan un listado florístico en donde se encuentran especies similares a las de esta investigación (*Clethra mexicana*, *Quercus crassifolia*, *Cornus disciflora*, *Crataegus mexicana*, *Lophosoria quadripinnata*, *Prunus serotina*, *Rubus adenotrichus*, *Phlebodium areolatum*, *Selaginella sp.* *Bomarea acutifolia*, *Ilex discolor*, *Viburnum caudatum*, *V. tiliaefolium*, *Quercus affinis*, *Litsea glaucescens*,

Smilax moranensis, *Symplocos limoncillo*, *Vaccinium leucanthum*, *Tibouchina mexicana*, *Asplenium cuspidatum*, *Arbutus xalapensis*, *Gaultheria hirtiflora*), las cuales son características del bosque mesófilo de montaña. Por otro lado, Ponce *et al.* (2006) encontraron varias de las especies señaladas anteriormente en el estudio florístico del bosque mesófilo de montaña de Monte Grande, Lolotla, Hidalgo. En sitios muy perturbados se encontró con frecuencia la presencia de especies gramíneas y cyperáceas y nunca de la familia Symplocaceae, que es representativa del bosque mesófilo de montaña maduro.

A diferencia de Ponce *et al.* (2006), en el presente estudio las áreas de corta presentaron de manera exclusiva especies representativas de la familia Poaceae y Cyperaceae, pero con la diferencia de que sí fue encontrado el género *Symplocos*. A pesar del manejo realizado en estas áreas se puede decir que se conserva, al menos, una especie propia del bosque primario.

6.2 Diversidad local alfa (α)

En el Cuadro 1 se presentan los valores de diversidad alfa y dominancia calculados para cada área de corta y para el bosque sin manejo.

Los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') en las áreas de corta se mantienen con valores mayores de 1 y menores de 2. Las áreas de corta que sobresalen por presentar los máximos valores son las de 1989, 1990 y 1993. Los menores valores los registran las áreas de 1984 y 2001, aunque en general se puede apreciar un patrón relativamente similar. De acuerdo con lo que menciona Margalef (1972) el índice de diversidad de Shannon-Wiener se encuentra entre 1.5 y 3.5, y raramente sobrepasa 4.5. A través de la información obtenida se puede considerar que la mayor parte de los índices calculados en este estudio se encuentran debajo de los valores intermedios que se reportan.

Considerando el índice de Simpson y su inverso, los cuales son más sensibles a los cambios en la abundancia de las especies comunes (Peet, 1974), las áreas de corta 1990 y 1989 resultaron ser los de mayor diversidad. Las áreas de corta

intervenidas en el año 1984 y 2001, fueron las que presentaron el menor índice de diversidad Shannon-Wiener pero el mayor índice de dominancia de Simpson. En este caso, a medida que la diversidad disminuyó la dominancia aumentó. De acuerdo a Magurran (1988), lo anterior se debe a un aumento de individuos en relación con un bajo número de especies, ya que el índice de Simpson está influenciado por las especies más abundantes de la muestra.

De manera general se puede señalar que la diversidad puntual se incrementa paulatinamente después de ocurrida una perturbación, en este caso con las actividades de manejo que se llevan a cabo en la zona.

Las cortas de regeneración por el método de árboles padres en esta área considera establecido el renuevo de los tres a los cinco años para *P. patula*; sin embargo, esto sólo se logra si se realizan de manera estricta las actividades complementarias como: la limpia con quema de desperdicios después de haber concluido el aprovechamiento, el cercado de las áreas, la apertura y mantenimiento de brechas corta fuego y la eliminación periódica de la vegetación competidora (Aguilar, 1992).

Por su parte Castelán (2003) quien realizó una evaluación de la regeneración de *Pinus patula*, en esta misma zona de estudio, señala que en general en el bosque de *Pinus patula* de Zacualtipán, Hidalgo, se realizan actividades de aclareos no comerciales y control de la vegetación competidora a los tres años del aprovechamiento, cuando la regeneración sobresale de la vegetación competidora, ya que antes de ese tiempo es muy difícil realizarla, además de que la vegetación domina por completo a la regeneración.

Cuadro 1. Edad, riqueza, número de individuos, índice de diversidad y dominancia por área de corta y bosque sin manejo del ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

ÁREA DE CORTA	EDAD (AÑOS)	RIQUEZA (S)	NÚMERO DE INDIVIDUOS (N/HA)	ERROR ESTÁNDAR DE LA MEDIA DE N/HA	ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON-WIENER (H')	VAR H*	ÍNDICE DE DOMINANCIA DE SIMPSON (D)	INVERSO DEL ÍNDICE DE SIMPSON (1/D)
2004	1	5	106667	23475.756	1.337	0.019	0.250	9.623
2001	4	4	166667	27039.066	0.956	0.042	0.452	2.405
2000	5	5	145000	25658.007	1.256	0.023	0.285	4.256
1999	6	6	166607	29173.809	1.375	0.034	0.298	4.134
1998	7	5	93333	12292.726	1.510	0.017	0.155	7.127
1997	8	5	110000	24494.897	1.123	0.040	0.366	3.910
1996	9	5	173333	25121.925	1.127	0.022	0.401	3.551
1995	10	5	95000	9219.544	1.303	0.014	0.242	7.757
1993	12	6	101667	14700.718	1.679	0.012	0.124	9.877
1991	14	5	130000	20000.000	1.290	0.028	0.315	12.237
1990	15	7	108333	33208.098	1.694	0.007	0.126	16.894
1989	16	6	95000	20289.570	1.694	0.002	0.102	15.635
1988	17	6	143333	19264.244	1.206	0.039	0.314	3.258
1987	18	6	138333	19220.938	1.325	0.290	0.312	9.969
1986	19	6	96667	14063.349	1.420	0.030	0.248	12.703
1985	20	6	126667	17638.342	1.586	0.019	0.198	9.986
1984	21	3	98333	31455.436	0.895	0.034	0.424	3.577
1983	22	8	106667	10540.926	1.599	0.064	0.267	3.750
1982	23	3	80000	14605.935	1.032	0.011	0.292	4.428
Sin manejo	>80	6	393750	69758.083	1.322	0.017	0.327	4.317

* Calculado de acuerdo a la fórmula de Hutcheson (1970).

La corta de liberación se realiza cuando el renuevo se considera establecido, con una altura promedio de 2 a 2.5 m; de tal manera que con esto se asegure que el arbolado ya no pueda ser dañado por cualquier factor. (Aguilar, 1992). Regularmente esta actividad se acompaña con aclareos no comerciales control de la vegetación competidora (Rosales *et al.*, 1982) y trasplantes para eliminar los espacios grandes sin renuevo y se dejan en pie unos cuantos árboles de otras especies con el fin de crear condiciones de hábitat adecuados para ciertas especies de fauna y flora silvestre (Aguilar, 1992).

Si el renuevo es considerado establecido de los tres a los cinco años, esto explica la baja densidad encontrada en el rodal 2001, a la edad de 4 años respectivamente, a causa de la liberación de árboles padres la cual es acompañada con una limpia del rodal.

De acuerdo a las especificaciones del MDS, en el área de estudio se aplica el primer aclareo a los 10 años, el segundo a los 20 y el tercero a los 30 (Aguilar, 1992). Lo que indica que a esas edades debería haberse obtenido un índice bajo de diversidad y que por lo tanto los rodales a la edad de 11 y 21 años empezarían a recuperarse del disturbio, aumentando su diversidad. Sin embargo no se observa claramente dicha tendencia, ya que no se obtuvo un índice bajo a los 10 años, posiblemente porque no hubo ningún efecto de dicha actividad ante la diversidad.

Hunter (1990) señala que la diversidad aumenta poco después del disturbio, lo cual no sería consistente con estos resultados si se piensa que el segundo aclareo se realizó a los 20 años, ya que en dicha edad se obtuvo un índice de diversidad relativamente alto. Pero si se analiza esta situación los resultados serían consistentes si se piensa que el segundo aclareo fue realizado a los 21 años, en cuya edad se obtuvo el más bajo índice de diversidad, el cual aumentó al siguiente año, mostrando un patrón de recuperación.

Dichos resultados corresponden con lo que señalan Liu *et al.* (1998) quienes mencionan que la diversidad es considerablemente menor en un bosque recién aprovechado.

A pesar de que en esta investigación no se analizaron, otros factores que podrían causar una reducción de la diversidad pueden ser las condiciones del sitio, como la cantidad de humedad y disponibilidad de nutrientes o bien la exposición del rodal, tal y como lo señala Small y McCarthy (2005) quienes encontraron los niveles más bajos de diversidad en sitios con suelo que presentan alta relación de C/N en sitios viejos y con exposición sur.

Independientemente de los valores mínimos de diversidad que se presentaron en las áreas de corta 1984 y 2001, la tendencia de la diversidad es a aumentar a medida que aumenta la edad del rodal, llega a un nivel máximo a los 16 años y después tiende a decrecer hacia el final de la cronosecuencia de 23 años (Figura 6). Lo anterior sigue el patrón sucesional señalado por Odum (1969), en el cual la diversidad es mínima al inicio y al final de la sucesión. Granados y López (2000) mencionan que una comunidad inmadura incrementa la riqueza de manera constante hasta un cierto valor y entonces decrece hacia el estado final de la sucesión.

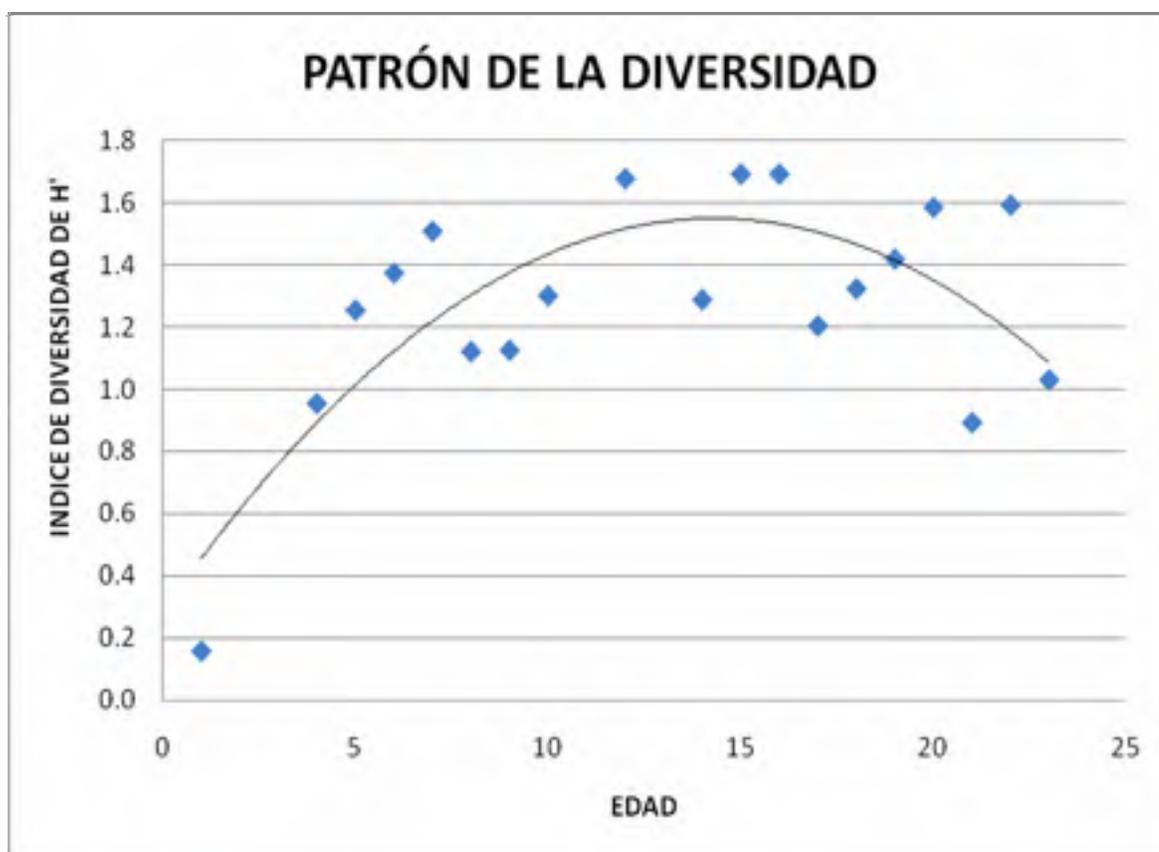


Figura 6. Patrón de diversidad de las áreas bajo manejo en una cronosecuencia de 23 años en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

Hunt *et al.* (2003) encontraron resultados similares a los de este trabajo ya que al estudiar los cambios sucesionales en una cronosecuencia de 20 años en la vegetación del sotobosque de una plantación de *Pinus banksiana* y *Picea mariana* en

el norte de Ontario, hallaron que la diversidad de especies incrementa con la edad del rodal.

Asimismo los resultados presentados en este trabajo corresponden a lo encontrado por Morris *et al.* (1993), quienes encontraron que la diversidad de un bosque manejado aumenta poco tiempo después del disturbio, para empezar a decaer con el paso de los años.

De acuerdo a la tendencia encontrada en la riqueza y diversidad de especies el rodal tiende a la recuperación, independientemente de la actividad de manejo efectuada en el área,. Sin embargo, como el turno de *Pinus patula* en el ejido bajo estudio es de 50 años, es probable que no se encuentre la misma riqueza o composición florística que tiene los sitios sin aprovechamiento (mayor de 80 años) al llegar a completar el turno (50 años), ya que el rodal estará sujeto a un nuevo disturbio. Posiblemente a largo plazo pudiera presentarse una reducción de diversidad de especies en el sotobosque.

La prueba de Hutcheson realizada para esta cronosecuencia demuestra que las áreas de corta 1989 y 1990 a la edad de 16 y 15 años respectivamente ($H' = 1.69$ contra $H' = 1.32$ $t = 2.7$ y $t = 2.4$, g. l. = 47 y g. l. = 48 $\alpha \leq 0.05$) son significativamente más diversas si se comparan con las áreas sin intervención silvícola (mayores de 80 años). Lo anterior es consistente con los resultados obtenidos por Small y McCarthy (2005) quienes encontraron en un bosque de *Quercus sp* del oeste de Estados Unidos la mayor diversidad en rodales jóvenes (10 años) comparado con los rodales maduros mayores de 125 años. Asimismo con lo reportado por Borman y Likens (1979), quienes encontraron una mayor riqueza en rodales de bosques deciduos recientemente cortados (25-27 años).

Una probable explicación a este patrón es el que proporcionan Granados y López (2000) ya que mencionan que en los primeros estadios sucesionales se da un incremento en biomasa y éste es resultado de la presencia de muchas especies herbáceas heliófitas a las cuales se suma la aparición de especies perennes que van

a sustituir a las especies oportunistas conforme el bosque se dirija a la madurez. Además, en los primeros estadios sucesionales existe mayor proporción de C/N, por lo que los suelos son más fértiles y con potencial de sustentar un mayor número de especies e individuos (Small y McCarthy 2005).

Los resultados de este estudio demuestran los mayores índices de diversidad y mayor riqueza de especies herbáceas en los sitios bajo aprovechamiento, particularmente en las áreas intervenidas en 1989 y 1990 en donde la aparición de especies perennes pudo contribuir a lo anterior, además de que en los rodales maduros la presencia de especies heliófitas es rara (Granados y López, 2000).

Gilliam (2002) enfatiza la influencia negativa de la densidad de los árboles para crear condiciones limitantes por luz para el crecimiento de las plantas en el estrato de las herbáceas. Peet y Christensen (1988) hipotetizaron que la diversidad se maximiza y minimiza durante el desarrollo del rodal de acuerdo a los niveles de competencia. Por lo que de acuerdo a estos autores, el bosque sin manejo sería menos diverso por los niveles de competencia que se establecen en los diferentes estratos y formas de vida que no permiten que la luz llegue al sotobosque.

Sin embargo, al aplicar la prueba de t de Hutcheson y comparar el índice de diversidad obtenido en el área de corta más antigua (1982), que corresponde a un bosque de 23 años, con el índice de diversidad del bosque sin manejo, ($H' = 1.03$ contra $H' = 1.32$, $t = 1.74$, g. l. = 33 $\alpha \leq 0.05$), señaló que este último, es significativamente más diverso que el área de corta 1982. Rusch *et al.* (1999) encontraron lo contrario ya que los indicadores de biodiversidad florística en un bosque de *Nothofagus* fueron mayores en áreas manejadas intensamente en comparación con el bosque primario. Estas diferencias pudieron deberse a la edad que tenía cada bosque en comparación, ya que en general en las primeras etapas de sucesión la diversidad es mayor que en el bosque natural, por lo que es importante señalar la edad de los bosques bajo comparación.

De Walt *et al.* (2003) evaluaron los cambios en estructura y composición de una cronosecuencia (20, 49, 70 y 100 años) del bosque secundario tropical del centro de Panamá con un bosque mayor de 500 años y encontraron la misma similitud en estructura entre el bosque viejo y el rodal de 70 años, pero no en composición florística.

En este estudio se puede señalar que el efecto del manejo silvícola en la diversidad del sotobosque es temporal, ya que a través de la cronosecuencia se puede observar un incremento relativamente constante. El hecho de que la diversidad del rodal 1982 haya sido menor que el bosque sin manejo, no implica una pérdida de diversidad ya que solamente han transcurrido 23 años en el proceso de sucesión posterior a la intervención silvícola.

6.3 Diversidad beta (β) similitud florística

La composición florística de las 19 áreas de corta está representada por 75 especies (Ver anexo). De éstas sólo las especies *Digitalis purpurea* y *Rubus pringlei* estuvieron presentes en todas las áreas de corta.

Los valores de los coeficientes de similitud de Sorensen y Jaccard (Cuadro 2) muestran que las áreas de corta 1993 y 1997 fueron las más similares. Estas áreas compartieron 12 de un total de 35 especies. Las áreas con menor similitud florística fueron las de 1982 y 2001 ya que sólo presentaron dos especies comunes de un total de 26 especies en entre ambas áreas. Esto último se debe a que en el área 1982 presenta una mayor cantidad de especies arbóreas y el área 2001 tiene más especies herbáceas. En general, las áreas bajo manejo comparten entre 7 y 8 especies, lo que significa un 30 a 40% de similitud.

Cuadro 2. Similitud florística dentro de las áreas de corta en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

ÁREA DE CORTA	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1993	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2004
	ÍNDICE DE SIMILITUD DE JACCARD (%)																		
1982		18	9	19	19	20	31	10	13	11	13	27	25	17	21	11	17	8	13
1983	30		24	23	44	32	37	30	30	28	46	17	28	31	24	31	36	22	31
1984	17	52		21	25	12	39	30	21	17	28	13	22	25	18	16	19	14	14
1985	32	37	34		23	30	34	12	14	21	26	22	25	33	25	29	28	15	23
1986	31	62	40	38		29	33	36	31	13	38	31	13	32	17	37	32	23	32
1987	40	49	21	46	44		31	20	33	17	41	33	36	41	30	35	24	25	41
1988	47	54	56	51	55	47		38	26	27	35	29	36	35	39	26	30	21	25
1989	19	46	47	22	53	33	55		24	16	29	26	16	22	17	28	18	19	27
1990	22	42	35	24	48	50	41	33		21	29	23	21	23	15	24	23	20	28
1991	33	43	36	34	17	29	42	28	35		27	19	26	29	26	17	15	15	19
1993	29	59	44	41	55	58	48	45	45	47		29	27	52	30	39	30	31	40
1995	43	29	23	36	47	50	44	41	37	31	44		33	21	28	27	21	27	26
1996	47	38	36	40	22	53	53	33	35	41	42	50		24	44	21	29	20	24
1997	30	47	40	50	42	58	51	36	38	45	69	34	39		24	28	27	23	33
1998	46	38	36	40	24	46	51	29	27	41	47	43	62	39		21	29	21	24
1999	19	47	28	44	54	51	41	43	39	29	56	42	34	44	35		28	41	33
2000	30	53	32	44	48	39	46	30	38	26	46	34	45	43	50	44		42	33
2001	15	36	25	26	38	40	35	31	33	27	47	43	33	37	34	58	59		35
2004	22	47	24	38	55	58	40	42	43	32	57	41	32	50	39	50	50	52	
	ÍNDICE DE SIMILITUD DE SORENSEN (%)																		

Por otro lado, al comparar el bosque sin manejo con las áreas de corta, los coeficientes de Similitud de Sorensen y Jaccard demostraron que el área de corta más similar al bosque sin manejo, fue el área intervenida en 1982 (Cuadro 3). Esto debido a que el área de corta 1982 compartió 10 especies con el bosque sin manejo de una riqueza total de 60 especies entre ambas. En el bosque sin manejo se encontró una riqueza de 47 especies y en el área de corta 13 especies, de esta última 3 especies fueron diferentes al bosque sin manejo las cuales son especies oportunistas. La presencia de éste tipo de especies indica que aún es un rodal inmaduro ya que el dosel no se ha cerrado, resultado que indica que la diversidad puntual en ésta área seguirá cambiando hasta que se estabilice, lo cual explica que haya menos diversidad alfa en el área de corta 1982 con respecto al bosque sin manejo.

Chi-Poot (2007) encontró la mayor similitud de especies arbóreas entre los rodales más antiguos y el bosque sin manejo en el mismo ejido bajo estudio. Explicándose este comportamiento a que a medida que pasa el tiempo la composición florística del bosque bajo manejo se va haciendo más similar al bosque sin manejo. Sin embargo, a partir de los resultados obtenidos, no se puede saber a que edad el bosque bajo manejo será igual en diversidad y composición florística al bosque sin manejo.

Granados y López (2000) señalan que cuando un bosque inmaduro se dirige a la madurez, se van sustituyendo las especies a medida que pasa el tiempo. La secuencia pasa de especies oportunistas o generalistas (estrategias r) por especies equilibradas o especialistas (estrategias k). En este estudio, se encontraron menos especies oportunistas en el área de corta más antigua y por el contrario un mayor número de especies de estrategia r (oportunistas) en el bosque bajo manejo, este resultado indicaría que el bosque bajo manejo tiende a la madurez.

El área de corta 1997 fue la menos similar al bosque sin manejo, debido a que de una riqueza total de 61 especies entre ambas, solamente tres especies fueron compartidas entre sí. Este resultado puede ser porque en el área de corta 1997 se

encontraron más especies de estrategia r que de estrategia k, posiblemente consecuencia del efecto de las actividades de aclareo no comercial realizado en ese año.

Cuadro 3. Coeficientes de similitud de Sorensen y Jaccard entre el bosque sin manejo y las áreas de corta en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

ÁREA DE CORTA	COEFICIENTES DE SORENSEN (%) BOSQUE SIN MANEJO	COEFICIENTES DE JACCARD (%) BOSQUE SIN MANEJO
1982	33	28
1983	12	6
1984	17	9
1985	25	14
1986	18	10
1987	19	10
1988	29	17
1989	18	10
1990	28	17
1991	16	8
1993	18	10
1995	29	17
1996	25	14
1997	10	5
1998	20	11
1999	22	12
2000	13	7
2001	17	9
2004	13	7

En los Cuadros 2 y 3 se puede ver que existe una mayor similitud entre las áreas de corta, que entre éstas y el bosque sin manejo, esto puede ser por la diferencia de riqueza encontrada en estos sitios, ya que hubo una menor diversidad puntual en las áreas de corta, comparada con la diversidad encontrada en el bosque sin manejo. Por lo anterior, en el ejido se presenta una alta diversidad beta (entre condiciones) como resultado del manejo silvícola en la composición florística.

Los principales factores que influyen en la diferencias entre hábitats o condiciones son la riqueza, escala espacial (a mayor distancias entre sitios de comparación, mayor recambio de especies), ambiente (mayor variación ambiental mayor tasas de recambio) y ocupación de las especies (especies con amplia distribución contribuyen poco al recambio de las especies y viceversa) (Koleff, 2005).

En este estudio existió mucha variación de la diversidad beta, el patrón de cambios de especies fue mayor entre el bosque sin manejo con las áreas de corta, esto debido a que las áreas de corta presentan muchas especies invasoras.

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se encontraron diferencias de composición de especies entre el bosque bajo manejo y el bosque sin manejo, presentándose una mayor cantidad de especies oportunistas características de etapas de sucesión temprana (estrategia r) en bosques bajo manejo, lo anterior se corrobora al considerar el área de corta más antigua (23 años) la que también presentó este tipo de especies que indirectamente indica que se encuentra en etapas tempranas de desarrollo.

El patrón de diversidad de la cronosecuencia indica que aunque no hay diferencias estadísticamente significativas entre las áreas de corta, la tendencia general es de incremento a medida que aumenta la edad. Sin embargo, y ya que el periodo de estudio es relativamente corto, conocer el patrón de diversidad en el sotobosque bajo un régimen de manejo silvícola requerirá un mayor lapso de tiempo.

La prueba t de Hutcheson demostró que el área de corta más antigua (1982) fue significativamente menos diversa que el bosque sin manejo sin que esto implique pérdida de diversidad como resultado de las prácticas de manejo. Los coeficientes de Sorensen y Jaccard revelaron que la mayor similitud en la composición florística se presentó entre el área de corta de mayor edad (1982) y el bosque sin manejo. Por otro lado, se encontró mayor similitud florística entre las diferentes áreas de corta que entre éstas y el bosque sin manejo. Las áreas de corta presentan un mayor número de especies oportunistas que en general dan como resultado una alta diversidad beta a nivel del ejido.

Dada la gran importancia que tiene el conocer estos parámetros como indicadores de salud del bosque, se recomienda seguir realizando investigaciones de este tipo, para ello, es sumamente importante que primeramente se efectúen estudios florísticos para obtener un listado completo que contenga la mayor diversidad de especies.

Para la continuidad de este tipo de investigaciones es importante que se siguiera a través de muestreos donde se aplique el área mínima según Braun Blanquet (1950), para obtener el mejor tamaño de muestra que incluya la mayor riqueza en cada área de corta.

También es importante que se realicen estudios etnobotánicos que permitan conocer las plantas útiles que en un futuro puedan aprovecharse a través de un plan de manejo múltiple y que puedan generar excedentes para el desarrollo de la comunidad así como detener la presión del bosque causado por el manejo dirigido a un sólo objetivo.

Finalmente es indispensable y urgente realizar un inventario de la especie *Litsea glaucescens*, especie que se encuentra en peligro de extinción de acuerdo a la NORM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2002), lo cual permitirá el diseño de una estrategia que permita su conservación.

8. LITERATURA CITADA

- AGUILAR A., J. A. 1992. El manejo integral forestal en la región de Zacualtipán Hidalgo. En: Memoria del Primer Foro Nacional sobre Manejo Integral Forestal. Arteaga M., B. (ed) División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. pp. 188-203.
- AGUILAR A., J. A. y R. RAZO Z. 1995. Programa de manejo forestal persistente del ejido La Mojonera, municipio de Zacualtipán, Hidalgo. Inédito. Zacualtipán, Hidalgo. 40 p.
- ALCÁNTARA A., O. y I. LUNA V. 2001. Análisis florístico de dos áreas con bosque mesófilo de montaña en el estado de Hidalgo, México: Eloxochitlán y Tlahuelompa. Acta Botánica Mexicana, 54: 51-87.
- ÁNGELES P., G. 1995. Efecto de la vegetación competidora en el desarrollo inicial de *Pinus patula*. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, México. 114 p.
- ANÓNIMO. 1988. Los municipios de Hidalgo. Secretaría de Gobernación y Gobierno del estado de Hidalgo. México D. F. 303 p.
- BORMAN, F. H. and G. E. LIKENS. 1979. Pattern and process in forested ecosystems. Springer-Verlag, New York. USA. 253 p.
- BRAUN B., J. 1950. Fitosociología, bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume. Madrid. 820 p.
- BUNNELL, F. L. 1998. Overcoming paralysis by complexity when establishing operational goals for biodiversity. J. Sust. For. 7: 145-164.
- CASTELÁN L., A. 2003. Evaluación de la regeneración natural de *Pinus patula* Schiede ex Schldl. & Cham., En el ejido la Mojonera, municipio de Zacualtipán,

- estado de Hidalgo. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. México. 83 p.
- CHAO, A., R. L. CHAZDON, R. K. COLWELL y T. J. SHEN. 2005. Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. En: *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic. (eds) 2005. CONABIO (México), SEA (España), Grupo Diversitas – México, CONACYT México. pp. 85-96.
- CHI-POOT, R. A. 2007. Avifauna en bosques manejados de *Pinus patula* en La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, México. 75 p.
- COCKBURN, A. 1991. An introduction to evolutionary ecology. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 370 p.
- CONABIO. 1998. La diversidad biológica de México: estudio de país, 1998. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 341 p.
- CÓRDOVA, J. and R. F. DEL CASTILLO. 2001. Changes in epiphyte cover in three chronosequences in a tropical montane cloud forest in México. In: *life forms and dynamics in tropical forests*. G. Gerthard. y S. Liede (eds). Diss. Bot. 346: 79-94.
- CROW, T. R., A. HANEY, and D. M. WALLER. 1994. Report on the scientific roundtable on biological diversity convened by the Chequamegon and Nicolet National Forest. General Technical Report NC- 166. USDA Forests Service, North Central Forest Experiment Station, Saint Paul, Minnesota, USA. 63 p.
- DELGADO, D. y B. FINEGAN. 1999. Biodiversidad vegetal en bosques manejados. *Revista Forestal Centroamericana*. 25:14-20.

- DE WALT J., S., S. K. MALIAKAL and J. S. DENSLOW. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *For. Ecol Manage* 182: 139-151.
- DIAZ, O. E. 1993. Biodiversidad de México; Un ensayo conceptual de sus potencialidades y problemática. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Nacional Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 188 p.
- DIRZO, R. 1990. La biodiversidad como crisis ecológica actual ¿qué sabemos? *Ciencias. UNAM.* 4:48-55.
- FAO-UNESCO. 1970. Clave de unidades de suelos para el mapa de suelos del mundo. Proyecto FAO-UNESCO. Secretaría de Recursos hidráulicos. Dirección General de Estudios. Dirección de Agrología. México, D. F.
- FEINSINGER, P. 1994. Species diversity: easy to quantify, but what does it mean In: *Designing field studies for biodiversity*. Feinsinger, P. (ed). The Nature conservancy USA. pp:131-144.
- FRANKLIN, J. F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. In: *Biodiversity*. Wilson, E. O. (ed),. National Academy Press, Washington, DC. pp. 166-175.
- GARCÍA, E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Cuarta Edición. UNAM. México D. F. 217 p.
- GRANADOS S., D. y G. F. LÓPEZ R. 2000. Sucesión ecológica. Dinámica del ecosistema. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 197 p.
- GILLIAM, F. S. 2002. Effects of harvesting on herbaceous layer diversity of a central Appalachian hardwood forest in West Virginia, USA. *For. Ecol. Manage.* 155: 33-43.

- HALFFTER, G. 1992. Diversidad Biológica y cambio global. *Ciencia y Desarrollo*. 104 (18): 33-38.
- HALFFTER, G. y C. E. MORENO. 2005. Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. En: *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic. (eds). CONABIO (México), SEA (España), Grupo Diversitas – México, CONACYT México. pp. 5-18.
- HOBBIE, S. E., D. B. JENSEN and F. S. CHAPIN. 1994. Resource supply and disturbances as controls over present and future plant diversity. In: *Biodiversity and ecosystem function*. Schulze, E. D. and H. Mooney (eds.). Springer-Verlag. N. Y. pp. 385-408.
- HUTCHESON, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *J. Theor. Biol.* 29: 151-4.
- HUEBNER, C. D., J. C. RANDOLPH and G. R. PARKER. 1995. Environmental factors affecting understory diversity in second-growth deciduous forest. *The American Midland Naturalist*. 134: 155-165.
- HUNT, S. L., A. M. GORDON, D. M. MORRIS and G. T. MAREK. 2003. Understory vegetation in northern Ontario jack pine and black spruce plantations: 20 year successional changes. *Can J. For. Res.* 33:1791-1803.
- HUNTER, M. L. 1990. *Wildlife, forests, and forestry: Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 369 p.
- INE. 2005. De la tala al manejo de los ecosistemas. La evolución de la silvicultura en los bosques templados y tropicales.
- <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/431/cap6.html>. (16 de enero de 2007).

- INEGI. 1995. Zacualtipán de Ángeles, estado de Hidalgo. Cuaderno Estadístico Municipal. Aguascalientes, México. 105 p.
- KEMPTON, R. A. 1979. Structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics* 35: 307-22.
- KOLEFF, P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad Beta. En: *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic. (eds). 2005. CONABIO (México), SEA (España), Grupo Diversitas – México, CONACYT México. pp. 19-40.
- KREBS, C. J. 1985. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Harper and Row, New York. 800 p.
- LIU, Q. J., A. KONDOH and N. TAKEUCHI. 1998. The forest vegetation and its differentiation under disturbance in a temperate mountain. China. *Journal of Forest Research*. 3: 111-117.
- MAGURRAN, E. 1988. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral. Barcelona, España. 197 p.
- MARGALEF, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity, *Trans. Connect. Acad. Arts Sci.* 44: 211-35.
- McNEELY, J. A., K. R. MILLER, W. V. REID, R.A. MITTERMEIR and T. B. WERNER. 1990. *Conserving the world's biological diversity*. IUCN. Gland, Switzerland; WR1. CI. WWF-USA and World Bank. Washington, D. C. 193 p.
- MEILLEUR, A., A. BOUCHARD, and Y. BERGERON. 1992. The use of understory species as indicators of landform ecosystem type in heavily disturbed forest: an evaluation in the Haut-Saint-Laurent, Quebec. *Vegetatio* 102, 13–32.
- MILLER, K. R. 1987. IX Congreso Forestal Mundial; ahí se dijo. México y sus Bosques. *XIX* (1): 13-19.

- MIRANDA R., A. 1999. Biodiversidad: Factores que la afectan en la biosfera e Índices de Diversidad. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 55 p.
- MORRIS, L. A., P. BUSH, and J. CLARK. 1993. Ecological impacts and risks associated with forest management. Chapter 10. In: *Predicting ecosystem risk*. J. Cairns, B. niederlehner, D. Orvos. (eds). Advances in Modern Environmental Toxicology. Princenton Scientific Publishing. pp 153-213.
- MUSÁLEM S., M. A. y A. M. FIERROS G. 1996. Silvicultura de bosques naturales. Apuntes de curso. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 158 p.
- ODUM, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- _____. 1972. *Ecología*. Trad. C. G. OTTENWAELDER. Nueva Editorial Interamericana. México. 639 p.
- OLIVER, C. D. and B. C. LARSON. 1990. *Forest stand dynamics*. McGraw-Hill, New, York, USA. 467 p.
- PAYANDEH, B. 1986. Predictability of site index from soil factors and lesser vegetation in northern Ontario Forest types. *Can. For. Serv. Gt. Lakes For. Cent. Inf. Rep. 0-X-373*.
- PEET, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 285-307.
- _____ and N. L. CHRISTENSEN. 1988. Changes in species diversity during secondary forest succession on the North Carolina Piedmont. In: *Diversity and pattern in plant communities*. H. J. During, M. J. A. Werner and J. H. Willems. (eds). SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands. pp 233-245.

- PIELOU, E. C. 1969. An introduction to mathematical Ecology. John Willey, New York. 286 p.
- _____ 1975. Ecological Diversity. Wiley Ed. New York. 165 p.
- PIÑERO, D. 2005. Similitudes y diferencias entre los conceptos y los patrones de diversidad beta y diferenciación genética: Aplicaciones en bosques mexicanos de coníferas. En: *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic. (eds). 2005. CONABIO (México), SEA (España), Grupo Diversitas – México, CONACYT México. pp. 53-62.
- PONCE V., A., I. LUNA V., O. ALCÁNTARA A. y C. A. RUIZ J. 2006. Florística del bosque mesófilo de montaña de Monte Grande, Lolotla, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77: 177-190.
- ROBERTS, M. R., and H. DONG. 1993. Effects of soil organic layer removal on regeneration after clearcutting a northern hardwood stand in New Brunswick. *Can J. For Res* 23: 2093-2100.
- ROBERTS, M. R. and F. S. GILLIAM. 1995. Patterns mechanisms of plant diversity in forested ecosystem: implications for forest management. *Ecological Applications*. 5(4): 969-977.
- ROBERTS, M. R. and F. S. GILLIAM. 1995. Disturbance effects on herbaceous layer vegetation and soil nutrients in *Populus* forests of northern lower Michigan. *J. Veg. Sci.* 6: 903–912.
- ROSALES S., P. H., M. A. OLAYO, J. A. MORALES, R. ALVAREZ, I. MARTÍNEZ, S. CASTRO y F. J. MUSÁLEM. 1982. El método de desarrollo silvícola, una alternativa de ordenación de bosques. Tesis de Licenciatura. Departamento de Bosques. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 406 p.

- RUSCH, V., M. SARASOLA y T. SCHLICHTER. 1999. En Patagonia: Indicadores de Biodiversidad en bosques *Nothofagus*. INTA. Bariloche, Río Negro. *Idia* 21: 8-14.
- SÁNCHEZ V., A. 1987. Conservación biológica en México. Universidad Autónoma Chapingo. Colección *Cuadernos Universitarios. Serie Agronómica*. No 13. 133 p.
- SÁNCHEZ V., L. R. y M. DEL R. PINEDA L. 2005. Conservación y Desarrollo rural en Zonas de Montaña: El manejo forestal como un elemento potencial en Veracruz. Instituto de Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara. En: [http/ www. ine. gob. mx](http://www.ine.gob.mx). (21 de enero de 2007).
- SCHOONMAKER, P. and A. McKEE. 1988. Species composition and diversity during secondary succession of coniferous forests in the western Cascade Mountains of Oregon, *Forest Science* 34: 960-979.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana. NOM-059-ECOL-2001 Protección Ambiental-especies nativas de México y de flora y fauna silvestres-Categorías de Riesgo y específicamente para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo, *Diario Oficial de la Federación*, México, 6 de Marzo. 80 p.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2004. Introducción a los servicios ambientales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 71 p.
- SMALL, C. J. and B. C. McCARTHY. 2005. Relationship of understory diversity to soil nitrogen, topographic variation, and stand age in an eastern oak forest, USA. *For. Ecol. Manage.* 217 (2-3): 229-243.

- SPURR, S. H. y B. V. BARNES. 1982. Ecología Forestal. Trad por C. L. RAIGODORODSKY. A. G. T. (ed). S. A. México. 690 p.
- TOLEDO, V. M. 1994. La diversidad biológica de México, Nuevos retos para la investigación en los noventas. Ciencias (34):43:58.
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecol. Monographs 30: 279-338.
- WILSON, E. 1992. The diversity of life. The Belknap Pres of Harvard University Press. Masachusetts. 424 p.

9. ANEXO

Composición florística de las especies determinadas bajo la condición natural y de manejo en el ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo.

FAMILIA	ESPECIE	CONDICIÓN
ADIANTACEAE	<i>Cheilanthes sinuata</i> (Sw) Domin.	Natural
ALSTROEMERIACEAE	<i>Bomarea acutifolia</i> (Link & Otto) Herbert.	Manejo
ANACARDIACEAE	<i>Rhus allophylloides</i> Standley.	Manejo
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex discolor</i> Hemsl.	Natural
ASPLENIACEAE	<i>Asplenium monanthes</i> L.	Natural
	<i>Asplenium cuspidatum</i> Lam.	Natural
	<i>Dryopteris parallelograma</i> (Kuntzé).	Natural
ASTERACEAE	<i>Baccharis conferta</i> H. B. K.	Manejo
	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Manejo y Natural
	<i>Bidens triplinervia</i> Kunth.	Manejo
	<i>Sonchus asper</i> (L.) All.	Manejo
	<i>Taraxacum officinale</i> Weber.	Manejo
	<i>Stevia</i> sp.	Manejo y natural
BRYACEAE	<i>Bryum billarderi</i> Schwaegr.	Manejo
CAPRIFOLIACEAE	<i>Viburnum caudatum</i> Greem.	Manejo y natural
	<i>Viburnum tiliaefolium</i> (Oerst.) Hemsl.	Natural
CYPERACEAE	<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.	Manejo
CONVOLVULACEAE	<i>Dichondra sericea</i> Sw.	Manejo

CORNACEAE	<i>Cornus disciflora</i> Moc & Sessé ex DC.	Natural
CLETHRACEAE	<i>Clethra mexicana</i> DC.	Manejo y Natural
DENSTAEDTIACEAE	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn var. <i>feeii</i> (Schaffner ex fee) Maxm ex Yuncker.	Manejo
	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) var. <i>arachnoides</i> (Kaulf.) Brade.	Manejo
DICRANACEAE	<i>Campylopus heterostachys</i> (Hampe) Jaeg.	Manejo y Natural
ERICACEAE	<i>Arbutus xalapensis</i> H. B. K.	Manejo
	<i>Chimaphila umbellata</i> (L.) Barton.	Natural
	<i>Vaccinium leucanthum</i> Schldl.	Manejo y Natural
	<i>Gaultheria hirtiflora</i> Small.	Natural
FAGACEAE	<i>Quercus crassifolia</i> Humb & Bonpl.	Manejo
	<i>Quercus affinis</i> Scheid.	Manejo
	<i>Quercus acutifolia</i> Neé.	Manejo
	<i>Quercus aristata</i> Hook & Arn.	Manejo
	<i>Quercus eduardii</i> Trel.	Manejo
	<i>Quercus excelsa</i> Liebm.	Manejo
	<i>Quercus laurina</i> Humb & Bonpl.	Manejo y Natural
LAMIACEAE	<i>Lepechinia caulescens</i> (Ort.) Epl.	Manejo
	<i>Lepechinia schiedeana</i> (Schlecht). Vatke.	Manejo y Natural
LAURACEAE	<i>Litsea glaucescens</i> H. B. K.*	Manejo y natural
LOPHOSORIACEAE	<i>Lophosoria quadripinnata</i> (Gmel.) G.	Manejo
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina mexicana</i> (D. Don) Cogn.	Manejo y Natural

MYRICACEAE	<i>Morella cerifera</i> (L.) Small.	Manejo y Natural
OXALIDACEAE	<i>Oxalis</i> sp.	Manejo
POACEAE	<i>Panicum laxiflorum</i> Lam.	Manejo
	<i>Panicum</i> sp.	Manejo
	<i>Stipa leucotricha</i> Trin & Rupr.	Manejo
	<i>Sporobolus poiretii</i> (Roem. & Schult.) Hitchc.	Manejo
	<i>Aegopogon tenellus</i> (DC) Trin. Var <i>tenellus</i> .	Manejo
PHYTOLACCACEAE	<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Manejo
POLYGOLACEAE	<i>Monnina ciliolata</i> DC.	Manejo y Natural
	<i>Monnina</i> sp.	Manejo y natural
POLYPODIACEAE	<i>Polypodium subpetiolatum</i> Hook.	Manejo
	<i>Phebotium areolatum</i> Humboldt & Bonpland (ex Willdenow) J. Smith J. But (Hooker).	Manejo
	<i>Pleopeltis macrocarpa</i> (Bory ex Willd).	Manejo y Natural
POLITRICHACEAE	<i>Atrichum oerstedianum</i> (C. M.) Mitt.	Manejo
POTTIACEAE	<i>Leptodontium viticulosoides</i> (P. Beauv.) Wijk & Marg.	Manejo
PYROLACEAE	<i>Chimaphila umbellata</i> (L.) Bartón.	Natural
ROSACEAE	<i>Crataegus mexicana</i> Moc. & Sessé ex DC.	Manejo y Natural
	<i>Prunus serotina</i> subespecie <i>capuli</i> (Cav.) McVauch.	Manejo y Natural
	<i>Rubus pringlei</i> Rydb.	Manejo y Natural
	<i>Rubus palmeri</i> Rydb.	Manejo

	<i>Rubus adenotrichus</i> Schlecht.	Manejo
	<i>Fragaria mexicana</i> Schlecht.	Manejo
RHAMNACEAE	<i>Rhamnus capraeifolia</i> var <i>grandifolia</i> M. C. Johnston & L. A. Johnston.	Manejo y Natural
RUBIACEAE	<i>Galium praetermisum</i> Greenm.	Manejo
	<i>Galium</i> sp.	Manejo
SAXIFRAGACEAE	<i>Heuchera</i> sp.	Manejo y Natural
SCROPHULARIACEAE	<i>Digitalis purpurea</i> L.	Manejo
SELAGINELLACEAE	<i>Selaginella</i> sp.	Manejo
SMILACACEAE	<i>Smilax moranensis</i> Mart. & Gal.	Manejo
	<i>Smilax densiflora</i> A. DC.	Manejo y Natural
SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos limoncillo</i> Humb & Bonpl.	Manejo y Natural
THEACEAE	<i>Ternstroemia lineata</i> DC. subespecie <i>lineata</i> Bartholomew.	Manejo y Natural
VITACEAE	<i>Vitis berlandierii</i> Planch.	Manejo

*Especie en peligro de extinción.