



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

**SUCESIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS
PERTURBADAS POR INCENDIOS
FORESTALES**

TESIS

**QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS
EN CIENCIAS FORESTALES**

**PRESENTA:
JAQUELINE XELHUANTZI CARMONA**



DIRECCION GENERAL ACADÉMICA
DEPTO. DE SERVICIOS ESCOLARES
OFICINA DE EXÁMENES PROFESIONALES

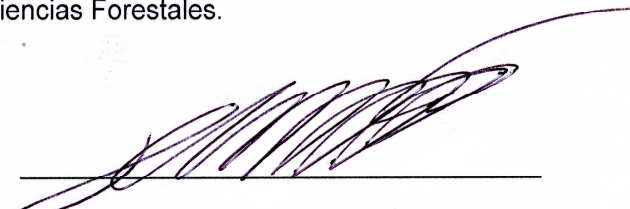
Chapingo, Texcoco, Edo. de México, Diciembre de 2014



SUCESIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS PERTURBADAS POR INCENDIOS FORESTALES

Esta tesis fue realizada por la Biol. Jaqueline Xelhuantzi Carmona, bajo la dirección del Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo y asesorado por el Dr. Antonio Villanueva Morales y M. C. Javier Santillán Pérez. Fue revisada y aprobada por el siguiente Comité Revisor y Jurado Examinador, para obtener el título de Maestro en Ciencias en Ciencias Forestales.

Presidente



DR. DANTE ARTURO RODRÍGUEZ TREJO

Secretario



DR. ANTONIO VILLANUEVA MORALES

Vocal



M.C. JAVIER SANTILLÁN PÉREZ

Chapingo, México. Diciembre del 2014

AGRADECIMIENTOS

Señor te doy gracias por darme la oportunidad de poner en mi camino a personas valiosas que me han enseñado valores y conocimientos, por permitirme vivir con personas que me han brindado su amor, confianza, cariño, amistad y que han pasado a ser parte fundamental de mi vida. Te doy gracias por guiarme en este camino y darme lo necesario para sacar adelante este proyecto.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la beca para realizar los estudios de maestría.

A la Maestría en Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo y en especial al cuerpo de profesores-investigadores que forjaron mi perfil profesional con sus conocimientos y experiencia.

Al Consejo Estatal de Ecología del Estado de Hidalgo, por las facilidades otorgadas durante el desarrollo de este proyecto.

Al personal administrativo y de campo del Parque Nacional El Chico por todo el apoyo brindado durante el trabajo de campo.

Al Dr. Enrique Guizar Nolazco por su apoyo en la identificación de especies recolectadas en campo.

Al comité de tesis, donde todos los integrantes de manera honesta, capaz y respetuosa crearon un ambiente de confianza y responsabilidad en el desarrollo de esta investigación.

Al INIFAP por brindarme el tiempo y apoyo para poder culminar esta investigación.

Esta tesis no hubiera sido posible sin la colaboración de numerosas instancias y personas, espero que nadie se haya sentido omitido. En todo caso, sean de antemano mis disculpas si ello ocurrió.

DEDICATORIA

A mis padres Enedina Carmona Tlahuetl y Humberto Xelhuantzi Flores por su firme apoyo en mi trayectoria científica-académica, siempre dispuestos a motivarme y apoyarme en los momentos más difíciles.

A mi esposo Víctor Hugo Callejas Hernández por ser base de mi vida, pilar de mis metas y cuna de mi amor.

A mi hija, que es mi gran amor Alexa Naomi por ser mi fuente de inspiración, alegría y sueños.

A mis hermanos, Dionicio, Juan Carlos y Javier, además de mis cuñadas y sobrinos por ser mi apoyo y motivación.

Al Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo, Dr. Antonio Villanueva, M.C. Javier Santillán antes que nada por su amistad brindada y por sus comentarios y correcciones durante el desarrollo de la presente investigación.

A mis compañeros de Maestría por todos esos momentos que compartieron conmigo.

A todas aquellas personas que me brindaron su colaboración, facilidades y apoyo para la terminación de este trabajo.

DATOS BIOGRÁFICOS

Jaqueline Xelhuantzi Carmona

Nací en el Estado de Tlaxcala, en 1982, termine mis estudios de licenciatura en Biología agropecuaria en 2005, en la Universidad Autónoma de Tlaxcala, en ese mismo año me integre al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, en el proyecto "Conservación y mejoramiento Genético de *Pseudotsuga spp.* conífera estratégica del estado de Tlaxcala y la Región central del País, donde realice la tesis de licenciatura, posteriormente trabaje en el proyecto de 60 montañas prioritarias del País, en el cual se desarrollaron planes estratégicos para el manejo de estas áreas, al mismo tiempo desarrollamos la monografía de *Pseudotsuga spp.* con apoyo del Dr. Musalem. Del 2008 a la fecha trabajo como investigador en el INIFAP con sede en Jalisco. Y es hasta el 2013, me dan permiso en el INIFAP e ingresó a la maestría en Ciencias en Ciencias Forestales en el Departamento de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo (DICIFO-UACH).

TABLA DE CONTENIDO

INDICE DE CUADROS.....	VIII
INDICE DE FIGURAS.....	IX
RESUMEN.....	X
ABSTRACT.....	X
1 INTRODUCCIÓN.....	1
2 OBJETIVO GENERAL	3
2.1 Objetivos Específicos.....	3
3 HIPÓTESIS	3
4. REVISIÓN DE LITERATURA	4
4.1. Concepto de sucesión ecológica	4
4.2. Sucesión primaria y secundaria.....	5
4.3. Climax de un ecosistema.....	7
4.4. Manejo y estimación de la biodiversidad en la sucesión	9
4.5. Influencia del fuego en la sucesión vegetal	10
4.6. Importancia de la sucesión en la restauración y la conservación forestal.....	11
4.7. Modelo de sucesión forestal	12
4.7.1. Modelo de facilitación	12
4.7.2. Modelo de tolerancia	13
4.7.3. Modelo de inhibición	13
5 METODOLOGÍA	14
5.1 Descripción del área de estudio	14
5.1.1 Localización	14
5.1.1 Climatología	15
5.1.2 Geología.....	15
5.1.1 Hidrología	16
5.1.2 Edafología.....	17
5.1.3 Vegetación.....	17
Bosque de oyamel	18
Bosque de oyamel y encino.....	18
Bosque de pino	19
Bosque de tláxcal.....	20
Pastizal y comunidades rupícolas.....	20
5.1.4 Fauna.....	21
5.2 Muestreo y análisis de datos.....	21
5.2.1 Método de estudio	22
5.2.2 Evaluación del arbolado	25

5.2.3	Evaluación de la regeneración y arbustos.....	26
5.2.4	Evaluación de herbáceas	26
5.3	Procesamiento y análisis de datos	27
5.4	Diseño experimental	29
5.4.1	Modelo estadístico.....	30
6	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31
6.1	Análisis estadístico	32
6.1.1	Correlación entre variables.....	32
6.1.2	Análisis de varianza.....	35
6.2	Definición y caracterización de las etapas serales.....	37
6.3	Especies arbóreas y su papel en la sucesión.....	42
6.3.1	Bosque de oyamel	42
6.3.2	Bosque de encinos	43
6.3.3	Bosque de <i>Juniperus monticola</i>	44
6.3.4	<i>Prunus serotina</i>	45
6.4	Análisis del estrato arbóreo	46
6.4.1	Área basal.....	46
6.5	Valor de importancia.....	51
6.6	Estructura Diamétrica.....	53
6.7	Edad	61
6.8	Regeneración reciente.....	61
6.9	Análisis de la composición.....	64
6.9.1	Riqueza de especies.....	64
6.9.2	Diversidad de especies.....	65
6.9.3	Índice de Margalef.....	66
6.9.4	Similitud	67
6.9.5	Especies por etapa sucesional	68
7	CONCLUSIONES.....	72
8	BIBLIOGRAFIA.....	73
9	ANEXOS	81

INDICE DE CUADROS

CUADROS		Pag.
1	Clasificación de los Grupos a evaluar	22
2	Condiciones generales de los sitios de muestreo	31
3	Correlación general entre variables evaluadas	33
4	Correlación del Grupo 1	33
5	Correlación entre las variables del Grupo 3	34
6	Correlación para <i>Abies</i> del Grupo 2	35
7	Anova para área basal de madroño	36
8	Anova para arboles de madroño con diámetros menores a 5 cm	36
9	Clasificación de los sitios de acuerdo a su severidad y nivel de pedregosidad	40
10	Número de individuos arbóreos mayores a 2 metros de altura por Grupo	47
11	Área basal (m ² /ha) por especie por Grupo	49
12	Porcentaje de valor de importancia para cada especie por etapa sucesional y general	53
13	Distribución diamétrica por especie para todos los sitios evaluados.	54
14	Número de individuos arbóreos mayores a 5 cm de diámetro por Grupo	55
15	Número de renuevos presentes por especie y por Grupo	62
16	Número de renuevos presentes por especie y por Grupo.	64
17	Número de individuos arbóreos y taxa registrados por etapa sucesional.	64
18	Índice de diversidad de Simpson por Grupos de plantas	65
19	Índice de biodiversidad de Margalef por Grupos de plantas	66
20	Índice de similitud para árboles	67
21	Índice de similitud para arbustos	67
22	Índice de similitud para herbáceas	68
23	Índice de similitud general.	68

INDICE DE FIGURAS

Figura		Pag.
1	Ubicación del área de estudio	14
2	Diseño de los sitios de muestreo	23
3	Ubicación de los sitios de muestreo por condició	24
4	a) Medición de la altura con pistola haga; b) medición de diámetro a) altura de pecho; c) medición de cobertura de arbolado	25
5	Tendencia sucesional presente en el área de estudio	38
6	Alta densidad de arbolado joven de <i>Abies</i>	41
7	Porcentaje del valor de importancia de las especies identificadas en el área de estudio	51
8	Frecuencia de individuos por categoría diamétrica para el Grupo 1	56
9	Frecuencia de individuos por categoría diamétrica para el Grupo 2	57
10	Frecuencia de individuos por categoría diamétrica para el Grupo 3	58
11	Frecuencia de individuos por categoría diamétrica para el Grupo 4	59
12	Frecuencia de individuos por categoría de edad de <i>Abies religiosa</i>	61
13	Proporción de especies por características por etapa sucesional	69

SUCESIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS PERTURBADAS POR INCENDIOS FORESTALES

ECOLOGICAL SUCCESSION IN AREAS DISTURBED BY WILDFIRE

RESUMEN

Se identificaron dos etapas serales en el Parque Nacional El Chico Hidalgo, con base a algunos criterios ecológicos y mediante el muestreo de 16 sitios. Fueron definidos cuatro grupos de acuerdo a su nivel de pedregosidad y severidad del fuego de copas, ocurrido durante 1998. Se midió la riqueza florística, obteniéndose 24 familias, 39 géneros y 46 especies. Se calculó el índice de similitud y de diversidad, así como la cantidad de especies típicas de cada etapa. Se realizó un análisis de varianza para establecer la tendencia sucesional. Se encontró que en la etapa intermedia se ubicaron los grupos 1 (severidad alta y pedregosidad alta) y 2 (severidad baja y pedregosidad baja) y en la tardía los Grupo 3 (severidad baja pedregosidad alta) y 4 (severidad alta y pedregosidad baja). En ambas etapas la especie dominante fue *Abies religiosa*, seguida de *Quercus rugosa*, *Q. Laurina* y *Arbutus xalapensis*, a excepción del Grupo 1, donde *Quercus rugosa* presentó el mayor valor de importancia. Respecto a la diversidad se encontró que los cuatro grupos se consideran diversos, ya que presentaron valores entre 4 y 5. La etapa tardía mostró una mayor estructura diamétrica y los individuos con mayores diámetros y edad. Algunas de las especies se identificaron como nodrizas después de ocurrir el disturbio.

Palabras clave: Sucesión ecológica, *Abies religiosa*, El Chico Hidalgo, incendio.

ABSTRACT

Two seral stages from El Chico Hidalgo National Park, were identified, based on some ecological criteria and by sampling 16 sites defined. Four groups were chosen, according to their level of stoniness and fire-severity, the wildfire occurred during 1998. The floristic richness was moderate, with 24 families, 39 genus and 46 species. Also, were calculated the diversity index and the similarity index, and the amount of typical species of each stage. An analysis of variance was performed to establish the successional trend. The findings show that groups 1 (high severity and high soil stoniness) and 2 (low severity and low soil-stoniness) corresponded to the intermediate setal stage, while groups 3 and 4 corresponded to the late stage. In both phases the dominant species was *Abies religiosa*, followed by *Quercus rugosa*, *Q. Laurina* and *Arbutus xalapensis*, except for the group 1, in which *Quercus rugosa* presented higher importance value. Regarding the diversity was found that all four groups are considered diverse because they had values between 4 and 5. The late stage showed a greater diametrical structure, and the individuals with the greatest diameters and age. Some of the species were identified as nurses after a disturbance occur.

Key words: Ecological succession, *Abies religiosa*, El Chico Hidalgo, wildfire.

1 INTRODUCCIÓN

Es a partir del siglo XVII, cuando se comienzan a realizar trabajos en Estados Unidos sobre los cambios que a través del tiempo ocurren en los ecosistemas acuáticos; y es en este país donde se aplica por primera vez el término de sucesión. Después de analizar los cambios que ocurrían en los ecosistemas acuáticos, varios investigadores se dieron cuenta de que no sólo sucedían en éstos, sino en todos los ecosistemas, pero fue hasta principios de los 1990 cuando se comenzaron a desarrollar conceptos ecológicos, mismos que fueron empleados en varios estudios sobre sucesión ecológica.

En México, los estudios sobre sucesión son relativamente recientes. Entre los estudios que se han realizado está el de Pérez *et al.* (2006), quienes determinaron la dinámica poblacional en bosques de *Cupressus*. Otros de los ecosistemas que han sido estudiados bajo este enfoque son el de pino y encino (Sánchez, 1998; Santiago, 1992; Ramírez *et al.*, 1996, Zabala y García 1997; Hernández *et al.*, 2000; Park, 2003; Flores y Moreno 2005). Para los bosques templados del centro del País, Rzedowski *et al.* (1977) determinaron la sucesión vegetal en el Valle de México; estos autores señalan que antes eran más abundantes los bosques de *Pinus* y *Quercus* y ahora están siendo sustituidos por otras especies, debido a todas las perturbaciones antropogénicas o naturales que ocurren en estos bosques.

Los incendios forestales son una de las perturbaciones que mayor impacto tienen en estos bosques. Por lo que se ha considerado al fuego como uno de los factores

ambientales que mayor influencia tiene en la definición y desarrollo de los ecosistemas, ya que altera desde su densidad, composición y/o estructura; en ocasiones logra detener el curso de una sucesión, e iniciar o reiniciar una sucesión secundaria. Por ejemplo Madrigal (1967), menciona que en bosque de *Abies* después de un disturbio aparecen gramíneas amacolladas (*Festuca*, *Stipa* y *Muhlenbergia*), siguen arbustos (*Baccharis*, *Juniperus* o *Senecio*); después bosque de *Quercus* seguido de *Pinus* y *Alnus*, para establecerse finalmente *Abies*. Manzanilla (1974) sugiere que después de un incendio hay *Festuca*, *Senecio*, *Fuchsia* y *Salvia*, a los que el bosque logra dominar después de cierto tiempo, si la perturbación no es muy fuerte y no se elimina el dosel completamente.

De acuerdo a estos antecedentes, se observa que son muy pocos los trabajos realizados sobre la dinámica sucesional en el bosque de *Abies*; sin embargo, aún se desconoce sobre aspectos de sucesión en los bosques de este género después de una perturbación. Es por esta razón que surge el presente trabajo.

2 OBJETIVO GENERAL

Determinar el estado sucesional que tienen los bosques de oyamel que han sido perturbados por incendios de copas, para apoyar el desarrollo de estrategias de conservación de los recursos naturales en el Parque Nacional el Chico, Hidalgo.

2.1 Objetivos Específicos

- Determinar la tendencia sucesional y la posible comunidad clímax en el área estudiada.
- Conocer las distintas etapas sucesionales que se encuentran en el área.
- Conocer las especies pioneras en cada uno de los estratos afectados por los incendios forestales.
- Estimar la diversidad de especies vegetales en las diferentes etapas sucesionales.

3 HIPÓTESIS

Al prosperar la sucesión tenderá a disminuir la diversidad arbórea, pero a nivel de sotobosque aumentará la diversidad y riqueza de especies, además de que las especies pioneras presentarán menor frecuencia en categorías diamétricas altas y menor valor de importancia

4. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1. Concepto de sucesión ecológica

Es posible que el primer reporte norteamericano detallado de los cambios en la composición de la vegetación fue el de Dawson en 1847. Pero es a David H. Thoreau, a quien se le atribuye que acuñó el término de sucesión en 1863 y desde entonces tal concepto ha cambiado (Jardel y Sánchez, 1989). Margalef (1980) menciona que el uso original del término sucesión involucró tres conceptos fundamentales: “vegetación, cambio, tiempo”. Es por ello que existen varias definiciones de lo que es la sucesión vegetal, en este caso se tomará la propuesta hecha por Daniel *et al.* (1982), quienes se refieren a la sustitución de una comunidad vegetal por otra, pasando por diferentes etapas o estadios, a través del espacio y el tiempo hasta llegar a una comunidad clímax. Es decir, la sucesión forestal es vista como un reemplazo cuantitativo de las especies, de colonización y extinción, donde las distintas especies vegetales tienen diferente valor de importancia en la colonización y extinción.

Durante la sucesión las plantas cambian el ambiente biótico y el abiótico, alterando sus capacidades de competencia y algunas especies convergen a partir de sustratos distintos y otras divergen o son cíclicas y tienen puntos finales estables (Tilman, 1986). Las etapas serales son las comunidades transitorias que se presentan a lo largo de los paisajes (Hunter, 2001). Puede reconstruirse una serie completa a partir de varias sucesiones parciales, que se presentan

simultáneamente pero son de distinta edad. Es por esto que se dice que las comunidades serales son de distintas entre ellas en cuanto a composición de especies, dominancia, cobertura, formas de vida, etc. Su composición dependerá de aquellas especies que tienen acceso a la localidad en cuestión, por su proximidad o por la capacidad de diseminación, pero están relacionadas a otras por cambios graduales entre las etapas superiores o inferiores (Smith, 1977; Braun-Blanquet, 1979). Una comunidad transicional se denomina “ecotono”, estas comunidades son ricas en especies y forman un gradiente de comunidades, la cual recibe el nombre de “ecocline”, o un cambio en la composición en el tiempo de una comunidad, por cambios en la importancia de las poblaciones que la componen y la extinción de especies así como la invasión de nuevas especies es la sucesión (Pianka, 1978).

4.2. Sucesión primaria y secundaria

Existen dos tipos de sucesión: La sucesión primaria y la sucesión secundaria, la primera se desarrolla a partir de la roca desnuda, donde no ha existido vegetación previa y está determinada por los factores abióticos, existiendo tres tipos de sucesión primaria, dependiendo del tipo de sustrato en el cual se inicien: xérica, mélica e hídrica. La primera se refiere a que se desarrolla sobre piedra desnuda, la segunda se inicia en suelos recién descubiertos por el deshielo y la ultima en comunidades acuáticas (Oosting, 1951; Hocker, 1984; Young, 1991; Molles, 2005).

La sucesión secundaria, se desarrolla a partir de la destrucción total o parcial de la vegetación clímax, en un área con suelo más o menos maduro, con una cantidad de semillas y propágulos vegetativos que permiten el desarrollo de una cubierta vegetal más rápido y está controlada por la propia comunidad y las interacciones bióticas (Connell y Slatyer, 1977; Jardel y Sánchez, 1989). De acuerdo con Dajoz (2001), este tipo de sucesión muchas veces tiende hacia el disclímax debido a modificaciones abióticas, además ocurre en sitios previamente ocupados por otra comunidad. Por ejemplo en lugares donde ocurren incendios, en áreas de cultivo abandonadas o desmontadas (Oosting, 1951; Whittaker, 1980). Margalef (1980), veía la sucesión secundaria como un “proceso de cicatrización o restitución de la herida de un organismo”, que surge después de la destrucción local del ecosistema, y son necesarios algunos elementos a su alrededor para poder reiniciar un proceso de reestructuración. Es por ello que se dice que la sucesión es la historia de la vida de las especies presentes desde el inicio (Smith, 1977; Jardel y Sánchez, 1989).

La velocidad de la sucesión es variable y depende de los organismos remanentes, el grado de perturbación, productividad, eficacia de los organismos para generar cambios ambientales, la longevidad de los dominantes en cada etapa y el grado en que cada estadio está dominado por especies que son resistentes a la invasión (Oosting, 1956; Terradas, 2001). Así la productividad potencial del hábitat determina las estrategias que utilizan las especies durante la sucesión para poder invadir nuevos sitios, propiciando que el remplazo de las especies o Grupos de especies resulte en parte en competencia interespecífica, lo que permite suprimir

lentamente Grupos de especies (Smith, 1977; Grime, 1982; Colinviaux, 1993). En general, el mecanismo de la sucesión está determinado por el estrés y la competencia por recursos y la respuesta individual de las especies a lo largo de un paisaje especialmente dinámico (Connell y Slatyer, 1977).

4.3. Climax de un ecosistema

A la final de la sucesión ecológica de un ecosistema se le conoce como clímax, es decir es la etapa final de una sere. El concepto clímax permite visualizar la convergencia de diversas series de comunidades hacia un mismo tipo de vegetación (Smith y Smith, 2001). Sin embargo un tipo de vegetación puede seguir diferentes patrones dependiendo de la diversidad de especies en el paisaje, historia de vida, régimen de disturbios y el ambiente (Hunter, 2001). Muchas veces los hábitats similares mantienen comunidades semejantes pero no tienen la misma secuencia de comunidades que tiendan hacia el mismo punto. Todas las series que convergen al clímax se conocen como progresivas; mientras que aquellas que lo alejan son regresivas, y la mayoría de ellas son de origen antrópogena y difíciles de reconocer (Dajoz, 2001).

En ocasiones las comunidades no logran alcanzar el clímax por diferentes razones. Cuando el hombre es el responsable de los cambios en el ecosistema se le considera subclímax antropógena o clímax alterado. En esta etapa la evolución de la vegetación puede ser detenida en la etapa previa al clímax por perturbaciones manteniéndola en forma indefinida por modificación o reemplazo del verdadero clímax, resultado de la alteración e introducción de especies

extrañas que cambian la comunidad en general y el clímax (Clements, 1928; Hocker, 1984). Si una perturbación se mantiene indefinidamente en las primeras etapas de sucesión se dice que es una comunidad serclímax (Braun-Blanquet, 1979). Así mismo, se cree que una comunidad secundaria puede mantenerse por mucho tiempo si los factores de disturbio permanecen indefinidamente. No siempre se pueden delimitar bien las comunidades primarias y secundarias, pues los grados de disturbios suelen ser leves y afectar únicamente algunas especies o estratos de la comunidad clímax (Rzedowski, 1988). Como refiere Hunter (1999), el concepto de un clímax estable no es real, aunque algunos autores lo definen como tal, pues las teorías del desequilibrio se enfocan en la dinámica y variabilidad por sí mismos, más que en los puntos finales (Brewer, 1979; Young, 1991).

Sin embargo, actualmente se usa la palabra “clímax”, “vegetación potencial natural” o “comunidad óptima”, que no corresponde estrictamente con el clímax sino que difiere porque ésta alcanza una mayor producción de materia orgánica (Hunter, 2001). La aparente estabilidad de los ecosistemas clímax es engañosa y se piensa que como unidad biológica se mantiene estable sin ser estática, pues se basa en la diversidad biológica (Smith, 1977; Molles, 2005). Con fundamento en lo anterior, las comunidades clímax obtienen su mayor diversidad de especies en cada estrato; sin embargo, en algunos casos la diversidad puede reducirse en la etapa denominada clímax (Begon *et al.*, 1988). El incremento gradual de especies origina una diversidad estructural compleja, acumulación de biomasa, creación de nichos, estratificación y organización del sistema, de manera que un ecosistema

sucesional temprano tiene una estructura simple, mientras que cuando avanza la sucesión se torna más compleja (Smith, 1977; Odum, 1985; Hunter, 2001).

4.4. Manejo y estimación de la biodiversidad en la sucesión

Mediante prácticas silvícolas se puede afectar la sucesión de un bosque, cuyo manejo debe basarse en los conocimientos y comprensión del ecosistema, ya que la función está relacionada con la actividad biológica o los procesos asociados a la comunidad (Young, 1991). En el caso de los estudios de sucesión constituye un proceso fundamental pues se analiza la mortalidad de árboles individuales y su sustitución, la competencia interespecífica, y otros factores que propician el reemplazo de la vegetación en el ecosistema (Jardel y Sánchez, 1989). La dinámica de cambio en la vegetación ayuda a comprender y caracterizar la dinámica de los mosaicos en el paisaje a diferentes edades y etapas de desarrollo, creados a partir de pequeños disturbios (Townsend *et al.*, 2003).

Por otro lado, algunos autores como Kint *et al.* (2000) afirman que la diversidad estructural es un buen indicador de la biodiversidad que alberga un ecosistema determinado. Así, un bosque que presente un arbolado de similar tamaño y edad, un número reducido de especies, o una distribución espacial regular, previsiblemente ofrece un menor número de nichos ecológicos que un bosque con una estructura más diversa (Ruíz *et al.*, 2007). Observar la repetición de los patrones de cambio en el paisaje, y su orden, puede ayudar a encontrar la descripción de secuencias sucesionales, los mosaicos de vegetación así como las

etapas serales que permitan entender la dinámica sucesional del ecosistema y faciliten el manejo de la vegetación en el paisaje (Schmitt y Whittaker, 1998).

4.5. Influencia del fuego en la sucesión vegetal

Se reconoce que los incendios forestales son uno de los factores que causan perturbaciones e inician la sucesión en ecosistemas forestales. De esta forma, muchos silvicultores y ecólogos se han dado cuenta que los incendios forestales juegan un papel importante para la conservación y manejo de un bosque. Por ejemplo, la apertura de claros después de haber ocurrido un incendio, permite el establecimiento de nuevos individuos o especies (Williams *et al.*, 1994). Además, cuando ocurre un incendio, acontece una liberación de fósforo y potasio que se encontraban depositados en el piso forestal y haciéndolos disponibles para los árboles y las demás plantas del bosque (Marten, 2001). Aunque es importante mencionar que no siempre ocurre esto. Si existe demasiada hojarasca sobre el suelo de un bosque, el incendio puede arder a temperaturas excesivamente elevadas, destruyendo todos los árboles, así como las semillas de árboles que se encuentran enterradas en el suelo. Esto puede ocasionar que pasen muchos años antes de que exista de nuevo un bosque, especialmente si ya no existen rodales cercanos que proporcionen una fuente de semillas.

Lo anterior implica que en ausencia o presencia de incendios, los ecosistemas forestales propician condiciones ambientales que pueden causar cambios en su estructura, densidad o mezcla de especies. Por ejemplo, en la ausencia de más incendios las especies que son longevas y aquellas que se pueden regenerar y

crecer bajo árboles adultos, se volverán dominantes. La sucesión inducida por el fuego es relacionada a las adaptaciones que poseen especies individuales de plantas para colonizar, crecer y sobrevivir.

4.6. Importancia de la sucesión en la restauración y la conservación forestal

La conservación ecológica es un camino complejo que no solamente debe evitar la pérdida de la diversidad biológica, el deterioro de los paisajes nativos y la simplificación de las funciones de los ecosistemas que aún permanecen. Actualmente la conservación tiene una de sus vertientes más urgentes en la restauración de aquellos ecosistemas que ya se encuentran alterados y que en México representan mucho más de la mitad del territorio forestal (Zorrilla, 2005). La superficie que ocupan las comunidades secundarias va creciendo constantemente y sin embargo poco se conoce sobre ellas; además en las asociaciones intervienen una gran cantidad de especies vegetales que pueden ser superiores en riqueza florística que las comunidades clímax (Rzedowski, 1988). Conocer los mecanismos de sucesión, y apoyarlos a través de la producción de plántulas es una de las herramientas más importantes para poder llevar a cabo proyectos de restauración, rehabilitación, conservación y manejo de los recursos forestales (Dajoz, 2001). Sin olvidar que para estos mecanismos se debe considerar las especies a utilizar, es decir saber si son tolerantes o intolerantes. Estas últimas crecen en presencia de luz, y se reproducen con éxito cuando encuentran un dosel abierto o es muy ralo, son especies pioneras que tienen

semillas que se dispersan a lugares lejanos, mientras que aquellas plantas que crecen a la sombra son tolerantes y características de estados sucesionales avanzados. Tienden a tener semillas pesadas que no pueden ser transportadas por aire (Daniel *et al.*, 1982; Hocker, 1984). Además, estas especies pueden tener una mayor longevidad, crecen lentamente, alcanzan una altura mayor, se reproducen a edad más avanzada y producen semillas grandes.

4.7. Modelo de sucesión forestal

Para lograr un manejo sustentable forestal, rehabilitar áreas degradadas, es necesario conocer los mecanismos y procesos que regulan la sucesión de especies. Diferentes experimentos y metodologías se han desarrollado para inferir los mecanismos de la sucesión, así como los posibles componentes que determinan los cambios durante la sucesión (Connell y Slatyer, 1977). Para este trabajo se señalan tres modelos de mecanismos de sucesión, los cuales son descritos a continuación.

4.7.1. Modelo de facilitación

Este modelo plantea que a partir de una perturbación se abre un espacio donde solo las especies de estadios tempranos pueden establecerse, dominan y modifican el ambiente, y hacen menos disponible su subsiguiente incorporación (Connell y Slatyer, 1977). Además, permiten la entrada de una segunda especie, la cual comienza a dominar y modifica el ambiente de tal manera que suprime a

las primeras. Esta secuencia continúa hasta que las especies residentes no modifican mayormente el sitio, de manera que se facilite la invasión y crecimiento de otra especie.

4.7.2. Modelo de tolerancia

Este modelo propone una secuencia predecible creada por la existencia de especies con estrategia que las hacen explotar los recursos. Es decir, que después de una perturbación, tanto especies sucesionales de estadios tempranos como tardíos aparecen juntos para colonizar. Las modificaciones hechas al medio por los primeros ocupantes reduce su disponibilidad para la incorporación subsiguiente de las especies sucesionales tempranas (intolerantes a la sombra). Sin embargo, las modificaciones tienen menor o ningún efecto en la incorporación de las especies sucesionales tolerantes a la sombra, (Connell y Slatyer, 1977).

4.7.3. Modelo de inhibición

En este modelo, las especies resisten invasiones de competidores; donde ciertas especies que invaden primero, inhiben el crecimiento y desarrollo de las otras especies y disminuyen la incorporación subsiguiente de especies sucesionales tempranas y tardías. Sólo pueden ser reemplazadas cuando están dañadas o mueren por enfermedad, depredación o fuego, creando un claro y liberando recursos para permitir que las especies tardías desarrollen y, finalmente las reemplacen (Connell y Slatyer, 1977).

5 METODOLOGÍA

5.1 Descripción del área de estudio

5.1.1 Localización

La zona de estudio se ubica en el Parque Nacional El Chico, en las siguientes coordenadas extremas de los 20°10'10" a 20°13'25" latitud Norte y los 98°41'50" a 98°46'02" de longitud Oeste, cuya extensión territorial es mayor a los 2700 ha; posición enclavada en el sector centro Sur-Oriente de la República Mexicana, que corresponde al extremo occidental del sistema orográfico Sierra de Pachuca, incluido en la porción austral del Eje Neovolcánico Transversal (Galindo-Leal ., 1988), tal y como se observa en la figura 1.

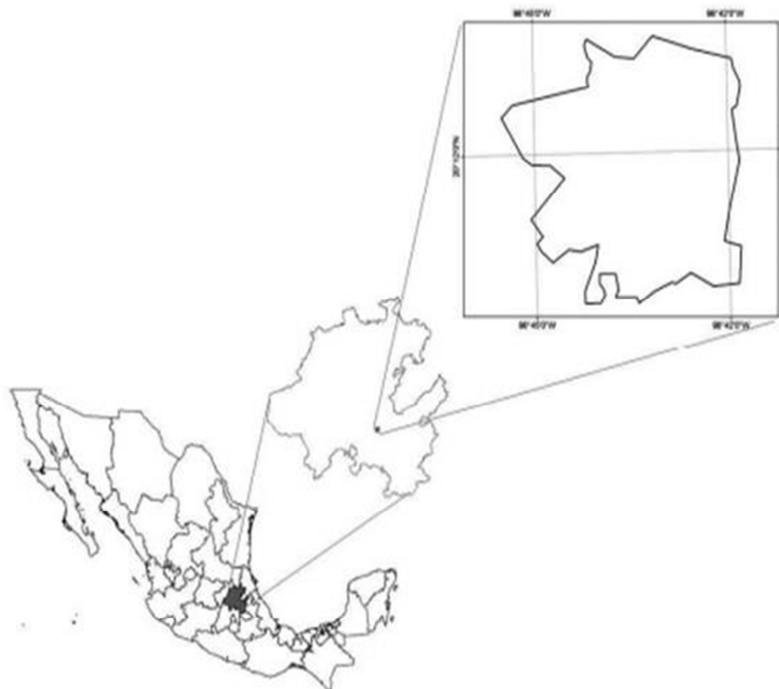


Figura 1. Ubicación del área de estudio (Monterroso-Rivas, 2009).

5.1.1 Climatología

De acuerdo con Melo y López (1993), a nivel regional el parque está sujeto a la influencia del clima C (wo'') (x') b (i'), condición genérica modificada localmente por factores de relieve y altitud que determinan un clima Cb (m) (w) (i') gw, según Enriqueta García basándose en la clasificación climática de Köppen, para la estación Mineral del Chico enclavada en el extremo norte del parque, cuyas características son: templado-subhúmedo con verano fresco y largo; temperatura media anual entre 12 y 18°C; temperatura media del mes más frío entre -3 y 18°C, y la del mes más caliente superior a 26.5°C. Régimen de lluvias de verano con precipitación anual, por lo menos diez veces mayor volumen de lluvia en el mes más húmedo de la mitad caliente del año que en el mes más seco. Porcentaje de precipitación invernal respecto a la total anual inferior a 5%, con poca oscilación térmica; marcha de la temperatura tipo Ganges y presencia de canícula. Los vientos dominantes en la mayor parte del Parque Nacional provienen del Noreste, aunque en la época seca son frecuentes también los que soplan del Noroeste.

5.1.2 Geología

La actividad volcánica durante el período terciario edificó el relieve tan abrupto que prevalece en el parque, los afloramientos de material rocoso de las formaciones Vizcaína, Cerezo y Zumate pertenecen al Grupo Pachuca, son formaciones de carácter lenticular, formadas por derrames lávicos, brechas y conglomerados volcánicos, toba y arenisca tobácea, interestratificadas en proporciones variables

tanto vertical como lateralmente (Córdoba y Camargo, 1992). También afloran materiales sedimentarios, producto del intemperismo y erosión de rocas que afloran en los puntos elevados. Estos materiales están conformados principalmente por suelos aluviales, poco profundo y con alto contenido de materia orgánica, los cuales se encuentran en los valles (Melo, 1994).

5.1.1 Hidrología

El Parque Nacional El Chico tiene especial relevancia dado que el macizo montañoso que comprende, el cual constituye una mínima fracción del parte aguas que separa a los sistemas hidrológicos correspondientes a las cuencas del Río Pánuco y Valle de México (Melo y López, 1993). Localmente, el parte aguas se conforma por la interconexión de las estructuras mayores del relieve que en sentido Este-Oeste superan altitudes de 3050 msnm. La vertiente orientada hacia el Norte abarca la mayor superficie del parque 2 273 ha, que significan 83%, en esta vertiente nacen los arroyos: “Los Cedros” “Los Otates”, que recibe aporte de arroyos secundarios, de “La Orozaca”, “Peña Larga”, “Las Piletas”, de escasa ramificación y que es de régimen intermitente, “Agua Fría” y el río “Milagro”; que es la red fluvial más importante, de larga trayectoria y densamente ramificada, por lo que es considerada de actividad fluvial perenne; confluyen en este los arroyos “El Pescado”, “El Salto” y “Gordolobo” (Melo,1994). Mientras que la expuesta al Sur se limita a sólo 466 ha, es decir, 17% respecto al área. Debido a que esta vertiente tiene su área de influencia zonas menos escarpadas y condiciones

ambientales de menor humedad, da como consecuencia la existencia de una red fluvial con un desarrollo apenas presente por algunos cauces intermitentes durante la época de lluvias. Ya que la mayor actividad hídrica de esta vertiente es estacional, sus aportes son a la presa “El Cedral”, ubicada dentro del parque y la Presa “ Jaramillo” que se encuentra colindante con el mismo (Melo,1994).

5.1.2 Edafología

Dentro del parque podemos encontrar suelos podsólicos de montaña. Son suelos limoso-arenosos, arcillo-arenosos o arenosos. Su pH varía desde medios ácidos hasta neutros. La capa superior tiene un alto contenido de humus, alcanzando hasta un 70 %, presenta una capa de espesor variable de 1.5 a 5 cm constituido de hojarasca. Los suelos son poco profundos, porosos y bien drenados. Su estructura puede ser granular o en bloques, y su textura en mayor porcentaje son arenas, seguida por la limosa y la arcillosa (Madrigal, 1964).

5.1.3 Vegetación

El área del Parque Nacional El Chico, de acuerdo con Rzedowski (1988), se han identificado varias comunidades vegetales, siendo cada una un reflejo de ambientes fisonómicos distintos. Las comunidades identificadas son: bosque de oyamel, bosque de encino, combinación de oyamel y encino, además de bosque de pino y bosque de tláxcal, pastizal y comunidades rupícolas (Galindo-Leal, 1988). Las características de las comunidades se describen a continuación:

Bosque de oyamel

De acuerdo con Medina y Rzedowski (1988) dentro del parque la especie dominante es *Abies religiosa* (oyamel), que en algunos lugares forma masas puras, aunque también se relaciona con *Pseudotsuga macrolepis* (romerillo o abeto colorado), *Quercus* sp. (Encino), *Cupressus lindleyi*, *C. benthamii* (cipreses), *Arbutus glandulosa* y *A. xalapensis* (madroño).

En el estrato arbustivo las principales especies son: *Senecio angulifolius* (gordolobo), *Symphoricarpus microphyllus* (aretillo), *Baccharis conferta* (escobilla), *Salvia elegans* (mirto), *Juniperus monticola* (tláxcal), *Fuchsia microphylla* (aretillo chaparro) y *Eupatorium glabratum* (chemisa). Las especies herbáceas más comunes son: *Senecio paltanifolius* (gordolobo), *Fragaria mexicana* (fresita), *Cirsium ehrenbergii* (cardo), *Monotropa uniflora*, *M. hypopithis* (flor de tierra), *Sigesbeckia jurullensis* (pegarropa) y *Senecio sanguisorbae* (rabanillo). En la zona de pastizales, que no es muy abundante, se puede apreciar en la zona de los bosques de *Abies*, y en espacios reducidos. Se llega a observar la especie de *Juniperus monticola* que forma Grupos de matorrales a las orillas de la zona de matorral.

Bosque de oyamel y encino

En los poblados cercanos al parque se puede encontrar esta comunidad. La altura promedio es de 25 a 35 m. Medina y Rzedowski (1981) mencionan que en esta comunidad las especies dominantes en el estrato arbóreo son: *Quercus affinis* y

Q. glabrescens, además de *Abies religiosa*, otras especies presentes son *Quercus crassifolia*, *Arbutus xalapensis*, *Alnus arguta* (aile de río), *Cornus disciflora* (palo dulce), *Garrya laurifolia* (aguacatillo), entre otros.

Los arbustos comunes son: *Juniperus monticola* (tláxcal), *Senecio albonervius* (gordolobo), *Cestum benthamii* (hediondilla), *Fuchsia microphylla*, *Salvia elegans*, presentándose ocasionalmente *Taxus globosa* (romerillo). Dentro de las especies herbáceas más comunes podemos encontrar a *Spigelia longifolia* (hierba del burro) *Salvia patens* (gallito), *Penstemon hartwegii* (chuparrosa), *Solanum appendiculatum* (bejuco) y *Asplenium monanthea* (palma).

Bosque de pino

Esta comunidad además de encontrarse en los alrededores es de las más escasas. La principal especie es *Pinus rudis* y a veces *P. teocote*, *P. patula* o *P. montezumae*. Las especies arbóreas que conviven en esta comunidad son: *Alnus firmifolia* (aile), *Quercus* sp (encino) y *Arbutus* sp (madroño). En el estrato arbustivo son pocas las especies que se desarrollan, sin embargo en el estrato herbáceo tenemos: *Lupinus montanus* (frijolillo), *Geranium potentillaefolium* (pata de león), *Penstemon campanulatus*, *P.kunthii* (cantaritos), *Castilleja tenuiflora* (hierba del conejo) y *Phacelia platycarpa* (jícama), (Medina y Rzedowski, 1981).

Bosque de tláxcal

La especie dominante es *Juniperus deppeana*, es un bosque bajo de 3 a 5 m de altura, localizada en laderas de exposición sur, áreas perturbadas o cerca de pastizales. Se pueden encontrar también *Quercus frutex* (encino chaparro), *Bouvardia ternifolia* (trompetilla), *Bouvardia longiflora* (flor de San Juan), *Zaluzania augusta* (cenecilla) y *Eupatorium espinosarum* (hierba del aire) (Medina y Rzedowski, 1981).

Pastizal y comunidades rupícolas

En los valles planos de drenaje lento se presentan los pastizales, en los que abundan los zacates (*Muhlenbergia*, *Agrostis*, *Deschampsia* y *Trisetum*) y hierbas de tamaño pequeño. Esta comunidad actualmente se encuentra muy perturbada por pastoreo y los visitantes del parque. Por otra parte, en los afloramientos rocosos se encuentran establecidas especies como. *Echeveria secunda* (flor de peña), *Seduma pracaltum* (siempreviva), *Sedum moranense*, *S. greggii*, *Villadia balessi* (chisme), *Furcraea bedinghausii* (palma real), *Dasyllirion ocootriche* (palma), *Mammillaria rhodantha* (biznaga), *Selaginella lepidophylla* (doradilla), *Oxalis alpina* (agritos), *Dahlia merckii* (quelite de venado), *Pinguicula moranensis* (violeta cimaurana) y *Peperomia camphylotropa* (ombligo de tierra o pimientilla).

5.1.4 Fauna

Al igual que otras zonas que forman parte del denominado Eje Neovolcánico, en el parque nacional se pueden encontrar especies propias de la región de las cuales algunas han sido catalogadas como especies amenazadas o en peligro de extinción. Se tienen registradas un total de 38 especies existentes en el parque, de las cuales 14 han sido categorizadas a protección especial (De acuerdo a la norma mexicana NOM-59-SEMARNAT-2001).

5.2 Muestreo y análisis de datos

Se realizó un recorrido por la zona incendiada en 1998 y se seleccionaron cuatro áreas para el estudio. Dentro de cada una de las cuatro áreas seleccionadas se ubicaron cuatro sitios de acuerdo con su nivel de severidad (afectación) del incendio y de su nivel de pedregosidad. Tanto la severidad como la pedregosidad se dividieron en niveles altos y bajos, dando como resultado cuatro combinaciones de estos dos factores, con un sitio correspondiendo a cada combinación. Fue de gran relevancia la información vertida por los guardaparques, quienes nos acompañaron durante el recorrido de selección de áreas y sitios. Además se tomó en cuenta, si había indicios del incendio; es decir cicatriz en los fustes de los árboles ó residuos carbonizados en el suelo. Partiendo de que a medida que la temperatura aumenta en la carbonización se tiene menor cantidad de carbón, ya que se va consumiendo la cantidad de carbono, lo que disminuye su tamaño y el color va haciéndose más claro (Ullman; 1932).

Los niveles alta y baja para la severidad se determinaron de acuerdo con la estimación de la altura de llama. Se consideraron sitios con severidad alta a aquellos sitios que presentaron una altura de llama máxima de hasta 8 m y sitios con severidad baja a los que presentaron una altura de llama máxima de 2.5 m. La estimación de altura de llama máxima realizó midiendo la cicatriz que presentaban los árboles.

5.2.1 Método de estudio

El estudio se realizó en el área afectada por el incendio ocurrido en 1998, el cual tuvo una superficie de afectación de 540.5 ha, localizadas en la parte central del Parque (CONABIO, 1998). Para el presente trabajo se eligieron cuatro áreas (Piedra Goteada, La Brecha, Peña de la cruz y las Antenas). Dentro de cada una de estas áreas se establecieron cuatro sitios de muestreo correspondientes a las cuatro combinaciones de niveles de los factores severidad del incendio y pedregosidad (ver Cuadro 1). Así, en total se establecieron 16 sitios para el estudio.

Cuadro 1. Clasificación de los Grupos a evaluar.

Severidad del incendio	Nivel de Pedregosidad
Severidad Alta	Pedregosidad Alta
Severidad baja	Pedregosidad baja
Severidad baja	Pedregosidad Alta
Saveridad Alta	Pedregosidad baja

Una vez ubicadas las áreas se delimitaron los sitios anidados (Granados, 1983), que es el que siguió en este trabajo, el cual consta de tres elementos: circulares estandarizados (500m^2), para caracterizar y cuantificar a la vegetación arbórea, (100m^2), para vegetación arbustiva y regeneración, además de un círculo de 4m^2 , para vegetación herbácea, dichos círculos fueron ubicados concéntricamente, de acuerdo a la figura 2.

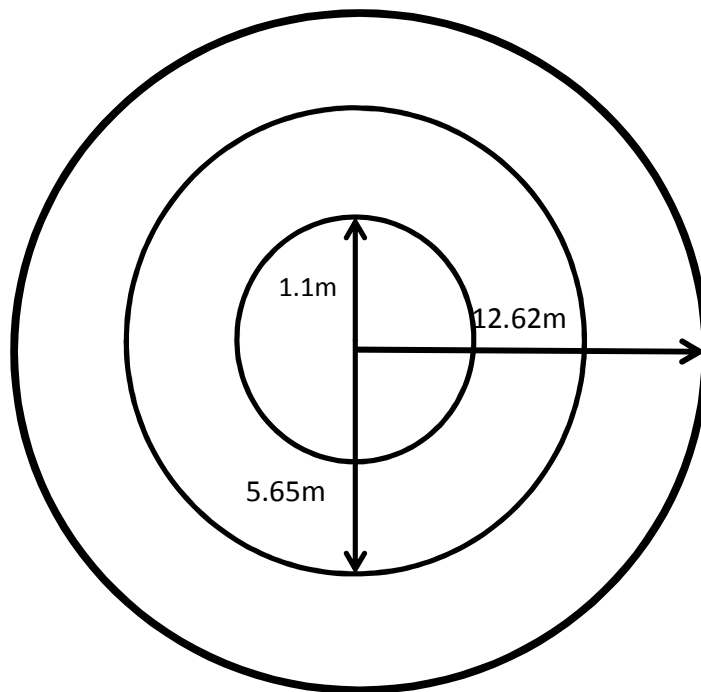


Figura 2. Diseño de los sitios de muestreo

En la toma de datos se registró un diagnóstico general de las condiciones ecológicas de cada sitio, obteniéndose los siguientes datos:

Datos generales: Fecha, número de sitio, pendiente, pedregosidad, exposición, asociación vegetal.

Aspecto general del sitio: Altura promedio de la llama (m), tomando como referencia la observada en los árboles afectados.

Dirección del fuego. Se determinó basándose en observaciones cualitativas de la cara que se observó más expuesta al fuego (o sea que estaba quemada), descritas por SEMARNAP (1999).

El periodo de muestreo se realizó entre los meses de Noviembre del 2013 a Mayo del 2014. En la figura 3, se puede observar la ubicación de cada uno de los sitios de muestreo.

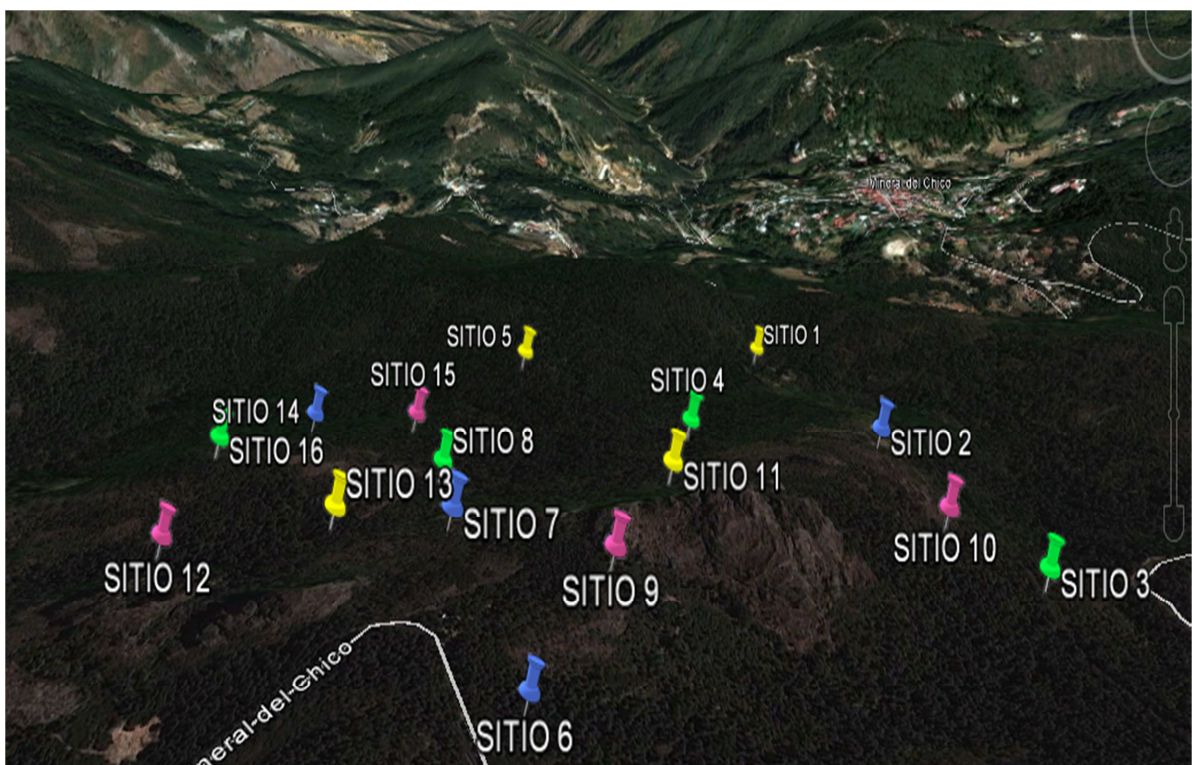


Figura 3. Ubicación de los sitios de muestreo por condición, los puntos amarillos son los sitios con severidad alta y pedregosidad alta, los azules representa a los sitios con severidad alta pero pedregosidad baja, los puntos de color verde muestra a los de severidad baja y pedregosidad alta, mientras que los rosas muestran sitios con severidad baja y pedregosidad baja.

5.2.2 Evaluación del arbolado

En el círculo de 500m² se midieron los parámetros dasométricos de altura total (h), para lo cual, se midieron individuos mayores a 3 m. Esto se hizo utilizando la pistola haga (Figura 4a), la cual usa el método indirecto que se basa en el principio trigonométrico (Jiménez, 2005). El diámetro a la altura del pecho (DAP), se evaluó a 1.3 m sobre la base, siendo una medida estándar empleada para las especies arbóreas (Figura 4b). Así mismo se obtuvo una viruta con ayuda del taladro pressler, casi a la altura que se midió el DAP, a todos los oyameles adultos que se encontraron dentro del círculo de 500m².



Figura 4. a) Medición de la altura con pistola haga; b) medición de diámetro a altura de pecho.

5.2.3 Evaluación de la regeneración y arbustos

La evaluación de la regeneración y arbustos se realizó en el círculo de 100m², donde se midieron todos los individuos con una altura menor a los tres metros. A éstos se les determinó la altura, diámetro y edad en el caso de *Abies*, la cual puede determinarse mediante la cuantificación de verticilos (Leiva *et al.* 2009; Giraldo *et al.* 2006). Así mismo, a los arbustos se les midió la altura con ayuda de estadales y flexometro de 5m.

5.2.4 Evaluación de herbáceas

Esta se realizó en el círculo de 4m², para este caso se midió la altura y cobertura de cada una de las especies muestreadas. Además de que en cada sitio, para conocer las especies existentes, se realizó una recolecta botánica de los ejemplares que se presentaron a lo largo del período de evaluación. Posteriormente fueron identificados en el herbario de la División de Ciencias Forestales, esto se realizó tanto para herbáceas como arbustos y arbolado. A cada una de las especies identificadas, se le integró una ficha técnica de las características más importantes para su posterior análisis.

5.3 Procesamiento y análisis de datos

Con la información obtenida de los árboles, durante los muestreos se determinó el área basal para los árboles, además con la ayuda de las virutas que se recolectaron durante el muestreo se realizó una aproximación de la estructura de edades. Al mismo tiempo se determinó el valor de importancia para cada especie, de acuerdo a lo propuestos por Sarukhán (1968). Según Daubenmire (1968), la cobertura en las herbáceas y arbustos es muy cambiante por su ciclo de vida, y por ser susceptibles al ramoneo. Así mismo se realizaron comparaciones de similitud entre los Grupos de especies, además de obtener el índice de diversidad de Simpson, para cada una de las áreas de muestreo (Brower y Zar, 1977; Franco *et al.*, 2001). Así mismo se realizaron análisis cuantitativos de densidad, frecuencia, valor de importancia y diversidad de especies para el estudio de la sucesión en ecosistemas forestales basados en su composición florística.

Los parámetros para obtener el valor de importancia se calculó de la siguiente manera:

Densidad es el número de individuos de la especie i presente en un área determinada, expresado así:

$$D_i = N A^{-1} \dots \dots \dots (1)$$

Donde: D_i es la densidad, N el número de individuos de la especie i y A el área.

La densidad relativa se expresa en forma proporcional respecto al total, es decir

$$DR_i = N A^{-1} \times 100 \dots \dots \dots (2)$$

Donde: DR_i es la densidad relativa, N el número de individuos de la especie i y A el área.

La frecuencia mide la regularidad de la distribución horizontal de la especie i , es decir su dispersión.

$$FA_i = m M^{-1} * 100 \dots (3)$$

Donde: FA_i es la frecuencia absoluta de la especie i , m es el número de muestras en la que aparece la especie i y M es el total de unidades muestrales.

La frecuencia relativa expresa el valor en porcentaje para cada especie en relación a la suma total de las frecuencias absolutas de la comunidad.

$$FR_i = FA_i (\Sigma FA) * 100 \dots (4)$$

Donde: FR_i es la frecuencia relativa de la especie i y FA es la frecuencia absoluta de cada una de las especies presentes.

El valor de importancia para cada una de las especies (IVI) se calcula de la siguiente manera: $IVI = DR_i + FR_i + DRI \dots (5)$

Donde: IVI es el índice de valor de importancia para la especie i , DR_i es la densidad relativa de la especie i y DRI es el área basal de la especie i , considerando como un estimador de la biomasa.

$$AB = 0.7854 * DN^2 \dots (6)$$

Donde: AB es el área basal individual y DN es el diámetro normal de cada individuo.

También se determinó el índice de diversidad de Simpson de la siguiente forma:

$$D=1/\sum p_i^2 \dots (7)$$

Donde: D es diversidad, p_i representa la proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total, es decir:

$$p_i = n_i / N_t \dots (8)$$

Donde: n_i es el número de individuos de la especie i y N_t es el número total de individuos de todas las especies.

El índice de similitud florística de Sorensen se determinó para comparar la diversidad biológica presente en cada uno de los sitios de muestreo, de la siguiente forma (A. Macfadyen, 1963; Odum, 1985; Moreno, 2001).

$$CS = (2c / (a+b)) \cdot 100 \dots (9)$$

Donde: a es el número de especies presentes en la comunidad o área 1, b representa al número de especies en la comunidad 2 y c al número de especies que se presentan en ambas comunidades o áreas.

5.4 Diseño experimental

Los datos fueron analizados como un estudio observacional en arreglo factorial en cuatro bloques (4 áreas), con dos factores (severidad y pedregosidad) a dos niveles cada uno (alta y baja).

5.4.1 Modelo estadístico

El modelo estadístico de análisis es el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + \Theta_i + \gamma_j + \delta_k + (\gamma\delta)_{jk} + \varepsilon_{ijk},$$

donde:

μ es la media general

Θ_i es el efecto del Área ($i=1,2,3,4$).

γ_j es el efecto de la severidad ($j=1,2$).

δ_k es el efecto de la pedregosidad ($k=1,2$).

$(\gamma\delta)_{jk}$ es el efecto de la interacción.

ε_{ijk} es el error aleatorio.

Se asume que $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$ y que son mutuamente independientes.

Conforme a este modelo y haciendo uso del paquete estadístico Statistical Analysis System (SAS) versión 9.1 se implementaron análisis de varianza (ANOVA) para cada una de las variables evaluadas en el estudio. El nivel de significancia para las pruebas de los efectos del modelo se estableció en $\alpha=0.05$.

Adicionalmente, con la finalidad de saber si existe evidencia de una relación directa entre etapas sucesionales, se computaron correlaciones entre las diferentes variables evaluadas tanto por especie como por grupo (combinación severidad x pedregosidad).

6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el presente trabajo se eligieron cuatro áreas (Piedra Goteada, La Brecha, Peña de la cruz y las Antenas). En estas áreas se establecieron 16 sitios los cuales fueron caracterizados de acuerdo a la severidad del incendio y su nivel de pedregosidad, por lo que a continuación se detallan las características generales de cada uno de los sitios (cuadro 2).

Cuadro 2. Condiciones generales de los sitios de muestreo

Sitio	Severidad	Pedregosidad	Pendiente (%)	Asnm	Exposición	Vegetación
1	Baja	Baja	31	2809	Noreste	Encino-Oyamel
2	Alta	Baja	36	2818	Noreste	Oyamel-Encino
3	Baja	Alta	33	2784	Noreste	Oyamel-Encino
4	Baja	Alta	21	2754	Noroeste	Oyamel-Encino
5	Baja	Baja	20	2740	Noroeste	Oyamel
6	Alta	Baja	52	2883	Sureste	Oyamel- Encino
7	Alta	Baja	36	2886	Oeste	Encino-Oyamel
8	Baja	Alta	20	2812	Oeste	Oyamel- Encino
9	Alta	Alta	31	2933	Noroeste	Encino-Oyamel
10	Alta	Alta	20	2642	Oeste	Oyamel- Encino
11	Baja	Baja	36	2777	Sureste	Oyamel- Encino
12	Alta	Alta	27	2918	Oeste	Oyamel- Encino
13	Baja	Baja	62	2851	Noreste	Encino-Oyamel
14	Alta	Baja	46	2743	Este	Oyamel-Encino
15	Alta	Alta	68	2821	Noroeste	Encino-Oyamel
16	Baja	Alta	65	2747	Noreste	Encino-Oyamel

Así mismo estos sitios se dividieron de acuerdo a su nivel de pedregosidad, cuatro con pedregosidad baja y otros cuatro con alta. Además se registró la pendiente y de acuerdo a la tabla anterior se observa que la mayor pendiente registrada fue de 68 %. La mayoría de los sitios se encontraban entre 2700 y 2800 msnm, con exposiciones Noroeste, Noreste, Sureste, Oeste y Este. Es importante resaltar que durante el muestreo se observó que el fuego provino del norte, esto de acuerdo a lo observado en el fuste de los árboles, ya que la mayoría de los árboles presento la cicatriz de este lado. Además de que la vegetación predominante en las áreas corresponde a las asociaciones arbóreas, principalmente de *Abies* y *Abies-Quercus*.

6.1 Análisis estadístico

6.1.1 Correlación entre variables

Se realizó un análisis de correlación entre las variables evaluadas para cada una de las especies y por Grupo, esto con la finalidad de saber si existe una relación directa con alguna etapa sucesional y de acuerdo al cuadro 3, se observa que todas las variables medidas en campo, tienen valores cercanos a uno lo cual nos indica que si hay una correlación directa entre estas variables, a excepción de la edad con la altura, el diámetro con la altura, el área basal con la altura, el área basal con la cobertura que presentan valores menores a 0.5, lo que nos indica que la correlación entre estas variables es baja o nula.

Cuadro 3. Correlación general entre variables evaluadas.

	A.T. (CM)	EDAD	DN (CM)	DC 1 (CM)	DC 2 (CM)	AREA BASAL (CM2)	COBERTURAS
A.T. (CM)	1						
EDAD	0.249	1					
DN (CM)	0.423	0.549	1				
DC 1 (CM)	0.602	0.338	0.653	1			
DC 2 (CM)	0.648	0.293	0.635	0.831	1		
AREA BASAL (CM2)	0.294	0.594	0.915	0.591	0.500	1	
COBERTURAS	0.533	0.288	0.470	0.929	0.911	0.294	1

Lo anterior se realizó también por Grupo y por especie, encontrando para el caso del Grupo 1, en este caso las variables que presentaron valores cercanos a 1, son diámetro de copa 1 (DC1) con diámetro de copa 2 (DC2), cobertura con DC2, el área basal con el diámetro, estas dos últimas son las que presentan valores muy cercanos a 1, y esto es debido a que el resultado de una depende directamente de la otra.

Cuadro 4. Correlación del Grupo 1

	ALTURA	EDAD	DIAMETRO	DC 1	DC2	AREA BASAL (CM2)	COBERTURAS
ALTURA	1						
EDAD	0.255	1					
DIAMETRO	0.625	0.160	1				
DC 1	0.765	0.162	0.672	1			
DC2	0.753	0.162	0.615	0.914	1		
AREA BASAL (CM2)	0.583	0.151	0.933	0.567	0.477	1	
COBERTURAS	0.793	0.173	0.617	0.942	0.913	0.568	1

Algo semejante ocurrió con los otros Grupos, cuadro (4, 5 y 6), ya que la severidad del incendio o el nivel de pedregosidad, no influyo directamente entre estas

variables a excepción del Grupo 3, específicamente entre las variables de área basal y edad, donde se observa un valor negativo muy cercano a -1, lo que se interpreta como una correlación inversa, es decir mientras una variable disminuye la otra también de una forma gradual.

Cuadro 5. Correlación entre las variables del Grupo 3

	ALTURA	EDAD	DIAMETRO	DC 1	DC2	AREA BASAL (CM2)	COBERTURAS
ALTURA	1						
EDAD	0.425	1					
DIAMETRO	0.511	0.115	1				
DC 1	0.736	0.373	0.596	1			
DC2	0.609	0.497	0.562	0.770	1		
AREA BASAL (CM2)	0.476	-0.024	0.927	0.530	0.466	1	
COBERTURAS	0.612	0.393	0.460	0.888	0.904	0.405	1

En cuanto a las especies estas presentaron resultados muy semejantes a los obtenidos en cada uno de los Grupos, por ejemplo *Abies* del Grupo 2, mostro valores de correlación baja entre todas las variables evaluadas a excepción de diámetro de copa 1 (DC1) con diámetro de copa 2 (DC2), cobertura con DC2, el área basal con el diámetro, que como ya menciono anteriormente una depende directamente de la otra. Esto se realizó para las especies que presentaron dominancia en el área, es decir *Abies*, *Q. rugosa*, *Q. laurina* y madroño, obteniendo resultados muy semejantes a los presentados para *Abies*.

Cuadro 6. Correlación para Abies del Grupo 2.

	<i>ALTURA</i>	<i>EDAD</i>	<i>DIAMETRO</i>	<i>DC 1</i>	<i>DC2</i>	<i>AREA BASAL (CM2)</i>	<i>COBERTURAS</i>
ALTURA	1						
EDAD	0.399	1					
DIAMETRO	0.410	0.114	1				
DC 1	0.640	0.210	0.560	1			
DC2	0.616	0.128	0.390	0.769	1		
AREA BASAL (CM2)	0.352	0.051	0.935	0.451	0.243	1	
COBERTURAS	0.526	0.187	0.289	0.928	0.912	0.123	1

6.1.2 Análisis de varianza

Posterior a la correlación se realizó un análisis de varianza para cada una de las variables evaluadas de los Grupos y por especie donde se observó que en el caso de Grupo estos presentaron valores mayores a 0.05, lo que nos indica que no hay evidencia para rechazar la hipótesis nula, sin embargo en el caso de especies, este se realizó solo para las especies más frecuentes en el área y se encontró que en el caso de madroño es el que presento un P-valor de 0.036, para el caso de número de árboles, lo que nos indica que hay evidencia fuerte para rechazar la hipótesis nula, esta nos dice que todas las medias de las variables evaluadas son iguales. Para en el caso de Madroño, en el cuadro 7, se observa que se rechaza esa hipótesis, ya que si se encontró una interacción entre el nivel de severidad y pedregosidad en cuanto al número de árboles, es decir que estos factores si afectan en establecimiento de Madroño. Otra variable que presento valores significativos fue área basal con un P-valor de 0.05 y dominancia con P-valor de 0.05 ambos en interacción del nivel de severidad y pedregosidad.

Cuadro 7.- Anova para área basal de madroño

Fuente	DF	Tipo III SS	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
A	3	10706867.23	3568955.74	2.50	0.1432
SEVE	1	908019.11	908019.11	0.64	0.4510
PEDR	1	67213.33	67213.33	0.05	0.8343
SEVE*PEDR	1	7618099.61	7618099.61	5.34	0.0540

Se hizo otro análisis con el número total de árboles y no se encuentra evidencia para rechazar la hipótesis nula en interacción, pero en el caso de oyamel la pedregosidad presento valores cercanos a 0.05. Así mismo se analizaron los datos obtenidos en diámetros menores a 5 cm, las especies que mostraron nivel de significancia fue *Q. rugosa* y madroño, en esta última especie se observa que si hay un ligero efecto entre severidad del incendio y nivel de pedregosidad ya que hubo valores muy cercanos 0.05. Donde se observa un mayor efecto es respecto al nivel de severidad en madroño, tal y como se observa en el cuadro 8.

Cuadro 8.- Anova para arboles de madroño con diámetros menores a 5 cm.

Fuente	DF	Tipo I SS	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
A	3	100.4642857	33.4880952	5.45	0.0300
SEVE	1	54.6750000	54.6750000	8.90	0.0204
PEDR	1	27.0750000	27.0750000	4.41	0.0739
SEVE*PEDR	1	30.0125000	30.0125000	4.89	0.0627

Para las especies de *Q. laurina* y *Q. rugosa* se observó que solo el nivel de Pedregosidad mostró un P-valor 0.0531 y 0.0301 respectivamente, lo que indica que si hay evidencia para rechazar la hipótesis nula, además en el caso de *Q.*

rugosa, se observó que en el caso de áreas hay evidencia para rechazar la hipótesis nula, ya que presento un P-valor de 0.0208.

Otra especie que presento valores significativos fue *Q. laurina*, aunque en este caso solo fue en el caso de pedregosidad con un valor de P-valor de 0.092 lo que nos indica un nivel de evidencia débil para rechazar la hipótesis nula. Se realizó otro análisis respecto a la proporción de número de árboles por especie, respecto al número total de árboles por sitio, donde se observó que no hubo evidencia para rechazar la hipótesis nula, ya que todas las especies mostraron valores superiores a 0.08, lo mismo ocurrió en el caso de proporción para todas las clases diamétricas. Respecto a la prueba de Tukey, no se observaron diferencias significativas para ningún Grupo y ninguna especie.

6.2 Definición y caracterización de las etapas serales

Como resultado se identificaron dos etapas serales, la tardía que corresponde a los Grupos tres y cuatro, mientras que el Grupo uno y dos se localizaron en la etapa seral intermedia, definidos por los índices de similitud para árboles y arbustos (cuadros 20 y 21) y a la frecuencia de las especies, que de acuerdo con Müller-Dombois y Ellenberg (1974), se le considera un parámetro para describir la caracterización de las comunidades y una herramienta para determinar la sucesión de los ecosistemas forestales, a través de los índices cuantitativos (Aguirre, 2002), así mismo se utilizaron los datos obtenidos en área basal y clases diamétricas, además de lo observado en campo. Es por lo anterior que se cree

que la tendencia sucesional en el área parece desarrollarse de la siguiente manera (figura 5).

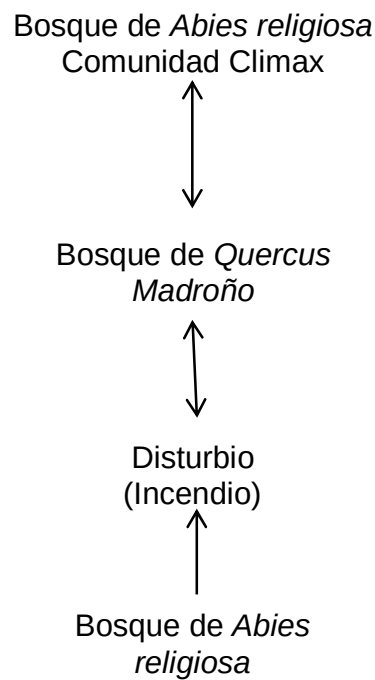


Figura 5. Tendencia sucesional presente en el área de estudio.

Las características que se consideraron para que fueran incluidos dentro del componente arbóreo, es que las especies leñosas fueran superiores a dos metros, además de que presentaran un solo tallo, esto con la finalidad de poder realizar una comparación más detallada entre las especies leñosas encontradas en las distintas etapas sucesionales. Es importante hacer mención que no todas las especies coinciden con todos los atributos que definen a un árbol, como *Salix paradoxa* y *Garrya laurifolia*, aunque estos últimos están en estado juvenil, a esto se le atribuye que no hayan presentado los atributos para definirlo como árbol. A continuación se presenta una descripción general de cada uno de los Grupos.

El Grupo uno está conformado por los sitios 1, 5, 11 y 13 (cuadro 9), la vegetación leñosa está dominada por oyamel (*Abies religiosa*), como componente arbóreo, además se identificó madroño (*Arbutus xalapensis*), encinos (*Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Q. candicans*, *Q. glabrescens*), tepozán (*Buddleja cordata*) capulín (*Prunus serotina*) y palo dulce (*Cornus disciflora*), y entre las especies arbustivas como *Ribes affine* kunth, *Monnina cilioalta*, *salvia elegans*, *Rubus ulmifolius*, *Senecio angulifolius*, *Baccharis conferta*. Estas últimas se caracterizan por desarrollarse en áreas que han sido perturbadas por incendio (Rzedowski et al., 2005).

Para el caso del Grupo 2, está conformado por los sitios 2, 6, 7, 14, la especie dominante en estos sitios es oyamel, además de encinos (*Q. rugosa*, *Q. laurina*), tepozán (*Buddleja cordata*), madroño (*Arbutus xalapensis*), para el caso de las especies arbustivas se encontró *Eupatorium glabratum*, *Baccharis conferta*, *Senecio angulifolius*, *vaccinium confertum* kunth, *Litsea glaucescens*, *salvia elegans*, *Arctostaphylos pungens*, *Eryngium cham schltl*, *Ribes affine* kunth, *Fuchsia thymifolia* Kunth, *Didymaea alsinoides* y *Rubus ulmifolius*.

Sin embargo en el Grupo 3, se encuentran los sitios 3, 4, 8, 16, encontrando en estos sitios, como especie dominante al *Abies*, además de encinos (*Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Q. candicans*, *Q. glabrescens*), tepozán (*Buddleja cordata*), madroño (*Arbutus xalapensis*), *cercocarpus macrophyllus* e *ilex toluhana* es importante resaltar que esta especie está relacionada directamente con áreas que han sufrido perturbación de incendio, además entre otras especies de arbustos se encuentra

Symphoricarpos, *Ceanothus coeruleus*, *Ribes affine* kunth, *Baccharis conferta*, entre otras.

Para el caso del Grupo 4, está integrado por los sitios 9, 10, 12, 15 y la especie arbórea dominante es el *Abies*, seguida de *Q. rugosa* y del madroño (*Arbutus xalapensis*) y otros encinos (*Q. laurina* y *Q. candicans*). Entre las especies arbustivas se pueden encontrar *Eupatorium glabratum*, *Penstemon roscus*, *Monnina ciliolata*, *Baccharis conferta*, *Senecio angulifolius*, entre otros.

Cuadro 9. Clasificación de los sitios de acuerdo a su severidad y nivel de pedregosidad

Grupo	Sitios	Severidad	Pedregosidad
Grupo 1	9, 10, 12,15	Alta	Alta
Grupo 2	2, 6, 7, 14	Alta	Baja
Grupo 3	3, 4, 8, 16	Baja	Alta
Grupo 4	1, 5, 11, 13	Baja	Baja

Es notoria la presencia de *Q. rugosa* y *Q. laurina* en todas las etapas, ya que estos bosques se adaptan a diferentes ambientes por lo que es común encontrarlos en suelos someros, laderas abruptas, áreas de disturbios, como pudo observarse en campo, pese a que el Grupo 3 y 4 presentaron incendios de baja severidad, estas especies se encontraron, aunque en menor proporción comparado con los Grupos 1 y 2.

Para los cuatro Grupos las principales especies arbóreas identificadas fueron *Abies religiosa*, *Quercus* sp. y *Arbutus xalapensis* las dos últimas comienzan su recuperación a través de brotes por regeneración vegetativa, que van incrementando una vez que comienza el período de lluvias; por su parte *Abies religiosa* casi no se regenera vegetativamente, pero en cambio, presenta una alta producción de semilla y plántulas, como se puede observar en la figura 6 , donde se observa claramente arboles jóvenes, la edad predominante de *Abies* está entre los 10 y 13 años, es decir casi tres años después de haber ocurrido el incendio, comenzaron a presentarse las condiciones necesarias para el establecimiento de *Abies*.



Figura 6. Alta densidad de arbolado joven de *Abies*.

Comparando los resultados anteriormente descritos con los que reportó Mimblera *et al*, (2001), se observa que la frecuencia y dominancia de especies eran *Quercus* sp, *Arbutos Xalapensis* y *Abies* respectivamente, y de acuerdo a los resultados reportados en este trabajo, se puede observar que esa frecuencia ya cambio, ya que la especie que más se encontró en los cuatro sitios es *Abies*. Estos datos concuerdan con la información reportada por Rzedowski, (1978); Spurr y Barnes, (1982); Challenger y Caballero, (1980), quienes mencionan que los bosques de abetos se caracterizan por su estructura simple (una ó tres especies); rara vez están mezclados con otras especies de árboles, en ocasiones con especies de sucesión tardía y más frecuentemente con especies de sucesión temprana. En el presente estudio, además de *Abies religiosa*, no se observaron otras especies de pino.

6.3 Especies arbóreas y su papel en la sucesión

Para entender un poco la intervención de cada una de las especies que se encontraron en el área de estudio, se presenta a continuación la información bibliográfica más relevante, en cuanto al papel sucesional que juegan estas especies.

6.3.1 Bosque de oyamel

Aunque los bosques de oyamel son ecosistemas húmedos, no están exentos de sufrir incendios, más si esta especie se encuentra mezclada o rodeada por otro tipo de vegetación, es decir la frecuencia de incendios se incrementa, así como su acción destructiva en áreas mezcladas con otras especies (Rzedowski,1987). Esta

especie ha desarrollado estrategias que le permitan adaptarse a este tipo de disturbios, por ejemplo la alta producción de semilla, aunque esto se puede garantizar que al haber una alta producción, todas estas semillas proliferen y regeneren el área afectada por el incendio (Mimbrera *et al*, 2001).

Así mismo, Madrigal (1964) observó que después de un disturbio en el bosque de oyamel, comienzan aparecer las gramíneas amacolladas, como *Festuca*, *Stipa* y *Muhlenbergia*, le siguen arbustos como *Baccharis*, *Juniperus* o *Senecio*, posteriormente sigue el bosque de *Quercus*, *Pinus* y *Alnus*, en orden respectivo, para finalmente establecerse *Abies*

6.3.2 Bosque de encinos

Varias especies de encinos son intolerantes o de mediana tolerancia a la sombra y tienden a ser tolerantes a la sequía, crecen a tasas más lentas o semejantes que las especies competidoras asociadas (Rzedowski *et al.*, 1977; Bonfil *et al.*, 2000). Los encinos adultos crecen en zonas con sequías estivales y las plántulas se establecen a la sombra de ellos o de plantas del estrato herbáceo o arbustivo. (Ramírez *et al.*, 1996) mencionan que cuando hay altas densidades de arbustos favorece la abundancia de plántulas de algunas especies de *Quercus*, ya que esas plantas nodrizas las protegen contra el posible daño de algunos factores ambientales adversos. Se ha visto que algunos arbustos pueden afectar el establecimiento de plántulas en diferentes etapas sucesionales (Holl, 2002).

Entre las especies arbóreas se encontró *Buddleja cordata*, la cual se cree que sirve como nodriza, mitigando las condiciones ambientales que enfrentan las plántulas en el caso de *Q. rugosa* y por lo cual las plántulas compiten por la humedad y nutrientes (Cabrera *et al.*, 1998). Santillán (1991), menciona que *Q. microphylla* se establece después de haber ocurrido un incendio en estos bosques y como comunidad transicional entre los mismos. Además habita en pastizales o matorral xerófito creciendo en una gran variedad de suelos, pobres, compactados y pedregosos (Rzedowski *et al.*, 2005). Por otra parte Nixon (1993), menciona algunas de las adaptaciones que han realizado estas especies por ejemplo tienen la capacidad de rebrote, ante la acción frecuente de disturbio. En las áreas se encontraron las especies más comunes de encinos (*Q. rugosa*, *Q. laurina*), además de *Q. candicans*, *Q. Crassipes*, *Q. microphylla*, estas dos últimas están asociadas a ambientes sujetos a incendios relativamente frecuentes (Zavala, 2001).

6.3.3 Bosque de *Juniperus monticola*

Esta especie habita en bosques de *Pinus*, *Quercus* y *Abies*, y rara vez llega a ser una especie dominante. Esta especie se caracteriza por tener suficiente espacio entre ellos, lo que favorece, la presencia de arbustos y plantas heliófilas (Rzedowski *et al.*, 2005). Se sabe que *Juniperus monticola* es una especie de lento crecimiento y vida larga, lo que utiliza como estrategia para permanecer en

condiciones extremas en los sitios donde se desarrolla, pues además tiene la capacidad de rebrotar del tocón (Vines, 1976).

6.3.4 *Prunus serotina*

Prunus serotina no es una especie importante en cuanto a frecuencia, sin embargo, se encuentra en diferentes tipos de bosque, asociado a *Abies religiosa*, *Arbutus xalapensis*, entre otras (Vázquez *et al.*, 1999) y se le encuentra como especie pionera, ya que es intolerante a la sombra, prosperando principalmente en claros y suelos pobres hasta ricos en materia orgánica. Esta especie se establece después de haber ocurrido una perturbación, nunca llega a formar estados sucesionales tardíos, pero las plántulas en el sotobosque puede sobrevivir hasta cinco años y en caso de que llegara a morir, el tocón tiene la capacidad de producir rebrotes (Vázquez *et al.*, 1999). Las semillas tiene la capacidad de permanecer viables por mucho tiempo, es decir hasta casi tres años, aparentemente en estado de dormición profunda (Young y Young, 1992), lo que lo convierte en un factor importante en la riqueza del banco de semilla en el suelo, para la sucesión secundaria, pues como lo observo Sarukhan (1964) los propagulos vegetales pueden adelantar las etapas sucesionales.

Es importante mencionar que sobre las otras especies, no se encontró mucha información, sobre su papel en la sucesión ó la información encontrada es poca, por lo que se decidió incorporar está, en las especies antes descritas

6.4 Análisis del estrato arbóreo

Se presentan a continuación algunas características de estructura y función, como son el área basal, estructura diamétrica, valor de importancia y la regeneración. Posteriormente se mencionan cambios en cuanto a composición se refiere, riqueza, diversidad y similitud, entre los cuatro Grupos evaluados.

6.4.1 Área basal

Se considera a la frecuencia y el área basal como parámetros ecológicos medibles para las comunidades vegetales, basados en la composición florística (Goldsmith *et al.*, 1986). Por esto se presenta en el cuadro, la frecuencia de especies arbóreas mayores a 3 m de alto, por especie y por Grupo de afectación, lo cual servirá como base para determinar el área basal y los valores de importancia para cada una de estas especies. En el cuadro 10 se puede observar, que el mayor número de árboles se presenta en el Grupo 2, seguido del Grupo 4, posteriormente el Grupo 3 y finalmente el Grupo 1.

Es importante mencionar que para el caso del Grupo 2, este sufrió un incendio con alta severidad y baja pedregosidad, por lo que se cree, que al pasar el incendio, se abrió un claro y permitió que las especies que estaban suprimidas comenzaran a reproducirse. Además de que cuando ocurre un incendio, hay liberación de fósforo y potasio que se encuentran depositados en la hojarasca, lo que proporciona los

nutrientes necesarios para que germinen semillas que se depositan en el piso forestal (Marten, 2001). Sin olvidar que este Grupo presentó baja pedregosidad, en promedio se estimó 6 cm de profundidad de suelo. Es debido a estas características, por las que se le atribuye que sea el Grupo que mayor número de individuos tuvo. Sin embargo en el caso del Grupo 1 el cual sufrió un incendio de alta severidad con alta pedregosidad y una baja profundidad de suelo, 3.5 cm en promedio, es por este parámetro que se considera que le ha costado más a *Abies* establecerse, en comparación del Grupo 2.

Cuadro 10. Número de individuos arbóreos mayores a 2 metros de altura por Grupo

Especie	GRUPO 1	GRUPO 2	GRUPO 3	GRUPO 4	Total
<i>Abies religiosa</i>	88	377	85	209	759
<i>Eucalyptus globulus*</i>	1	0	0	0	1
<i>Arbutus xalapensis</i>	7	40	20	13	80
<i>Quercus candicans</i>	7	0	8	0	15
<i>Buddleja cordata</i>	4	3	21	10	38
<i>Quercus rugosa</i>	56	73	21	35	185
<i>Quercus laurina</i>	8	24	26	18	76
<i>Juniperus monticola</i>	1	0	0	4	5
<i>Quercus glabrescens</i>	1	0	1	1	3
<i>Cornus disciflora</i>	0	0	4	1	5
<i>Cupressus benthamii</i>	0	0	1	0	1
<i>Cercocarpus macrophyllus</i>	0	0	3	0	3
<i>Ilex tolucana</i>	0	0	2	0	2
<i>Pronus serótina</i>	0	16	6	12	34
Total	173	533	198	303	1207

*Introducida

En el caso del Grupo 3, presentó un incendio de baja severidad y alta pedregosidad, a lo que se le atribuye que haya presentado menor número de individuos comparado con el Grupo 4, el cual se considera que tiene las

características deseables para que prospere la vegetación, ya que exhibió una profundidad de suelo de 7.8 cm, además de una altura de llama de 2.5 metros, de acuerdo a lo que se observó en campo, no hubo una afectación en el arbolado adulto ya que al pasar el incendio y ser de baja intensidad, este propició que las semillas que estaban siendo suprimidas por la hojarasca, comenzaran con su proceso de germinación.

De acuerdo con Brower y Zar (1977), el área basal (Cuadro 11) puede dar una idea del tipo de vegetación de las comunidades, además que sirven como parámetros para saber la dominancia de cada especie en la etapa sucesional. En dicho cuadro puede verse que el Grupo 2 es quien tiene mayor área basal, así como número de individuos, seguido del Grupo 3, en cuanto al área basal, pero no en número de individuos, esto se debe a que este sitio cuenta con más árboles adultos que juveniles, mientras que el sitio 4 tiene más individuos, pero menor área basal y en último lugar está el Grupo 1, el cual presento menor número de individuos y menor área basal comparado con los otros Grupos. Refiriéndonos a cada uno de los Grupos se encontró:

Que en el **Grupo 1**, *Quercus rugosa* es quien presenta mayor área basal $98.6\text{m}^2/\text{ha}$, aunque tiene menos individuos en comparación con *Abies*, ocupa el 34% es decir $94.76\text{ m}^2/\text{ha}$, respecto al total del área basal, siguiéndolo *Q. Laurina* y Madroño, las demás especies (*Buddleja cordata*, *Q. Crassifolia*, *Cercocarpus macrophyllus*, *Garrya Laurifolia*, *Eysenhardtia polystachya*, *Q. Glabrescens*, *Prunus serotina*, *Juniperus monticolal*, *Eucalipto*, *Palo Blanco*), presentaron

valores bajos es decir por debajo de 2m²/ha, aunque es importante resaltar que este Grupo se encontró *Buddleja cordata*, la cual es considerada como especie nodriza, ya que, esta especie proporciona las condiciones necesarias para que las especies no tolerantes comiencen a establecerse.

Cuadro 11. Área basal (m²/ha) por especie por Grupo.

ESPECIE	GRUPO 1	GRUPO 2	GRUPO 3	GRUPO 4
<i>Abies religiosa</i>	94.76	496.98	52.39	101.3
<i>Eucalyptus globulus</i>	0.28	0	0	0
<i>Arbutus xalapensis</i>	1.42	46.71	57.76	6.32
<i>Quercus candicans</i>	19.15	0	0.957	87.2
<i>Buddleja cordata</i>	24.05	0.61	2.3	61.77
<i>Quercus rugosa</i>	98.62	159.63	95.74	43.66
<i>Quercus laurina</i>	42.86	25.12	131.31	45.57
<i>Juniperus monticola</i>	0.24	0	0	1.21
<i>Quercus glabrescens</i>	0.48	0	5.43	0.48
<i>Cornus disciflora</i>	0	0	1.58	21.24
<i>Cupressus benthamii</i>	0	0	0.2	0
<i>Cercocarpus macrophyllus</i>	0	0	23.98	0
<i>Ilex toluhana</i>	0	0	19.73	0
<i>Pronus serotina</i>	0	1.16	0.4	1.29
SUMA	281.86	730.21	391.7812	370.136

Sin embargo en caso del **Grupo 2**, quien presenta mayor área basal es *Abies* (496.98 m²/ha, seguido de *Q. rugosa* (159.63 m²/ha) y *Arbutus xalapensis* (46.7 m²/ha), actuando estas dos últimas como especies nodrizas ya que son quienes están proporcionando la sombra que este requiere para no estar expuesta directamente al sol, además de la profundidad de suelo de 6.3 cm, hace que esas pocas especies prosperen. A pesar de que este Grupo tiene alta severidad y baja pedregosidad, se observa que son pocas las especies que están arribando a esta área, comparado con los otros Grupos, se cree que esto ocurre debido a que

alrededor de estos sitios se ubicaban arboles adultos de *Abies* y unos cuantos encinares. También es importante mencionar que aunque tiene mayor área basal respecto a los otros Grupos, quizás se debió a que presentó mayor número de individuos, aunque estos se ubicaron en edades juveniles, lo que nos muestra que estos llegaron después de haber ocurrido el incendio.

Para el caso del **Grupo 3**, se encontró mayor área basal en *Q. laurina* (131.3 m²/ha), seguida de *Q. rugosa*, *Arbutus xalapensis* y *Abies* (52.39 m²/ha), a pesar de estos resultados es importante mencionar que este último fue quien presentó mayor número de individuos, así como la vegetación dominante en este Grupo fueron los encinos y debido a que el incendio fue de baja intensidad, se propició un claro, a lo que los encinos respondieron desarrollándose rápidamente. Marten en el 2001, menciona que cuando crecen simultáneamente plántulas de *Abies* y encino en un ecosistema inmaduro y abierto, la abundancia de luz solar favorece a los encinos, que crecen más rápidamente que los *Abies*, algo semejante ocurrió en este Grupo.

Para el caso del **Grupo 4**, la especie que presentó mayor área basal fue *Abies*, seguido de encinos (*Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Q. glabracens*) y *Arbutus xalapensis*, es importante resaltar que en este Grupo se encontraron pocos individuos pero con clases diamétricas grandes, un ejemplo de ello es *Q. glabracens*, de quien se encontró un solo individuo pero con un diámetro de 7.8 cm. Este Grupo es el que mayor número de especies presentó, esto se atribuye a que el incendio no afectó al arbolado adulto y su nivel de pedregosidad fue de 7.8 cm, lo que favorece la germinación de las semillas que se depositan en estos suelos. De acuerdo a

González (1985), menciona que a mayor apertura de dosel, más rápido se presenta la germinación, aunque se tiene mayor mortandad de plántulas, mientras que con un dosel cerrado se tiene mayor sobrevivencia.

6.5 Valor de importancia

Para poder obtener el valor de importancia (VI) de estas especies, se obtuvieron parámetros de frecuencia, abundancia y dominancia para cada especie arbórea, con individuos con una altura mayor a 2 m. Además este parámetro sirve como indicador del estado sucesional (Müller-Dombois y Ellenberg, 1974). En la figura 7, se observa que en general la especie que mayor valor de importancia fue *Abies*, con casi 20%, seguido de *Q. rugosa* con 13.3%, *Q. laurina* 11.14%, además de *Arbutus xalapensis* con 10.37%, las demás especies presentaron valores menores al 8%



Figura 7. Porcentaje del valor de importancia de las especies identificadas en el área de estudio.

De acuerdo al cuadro 12, *Abies religiosa* es la especie con mayores valores de importancia, en casi todas las etapas, seguido por *Q. rugosa*, a excepción del Grupo 1 donde se invierten estos valores; debido a que esta especie fue la que presento mayor área basal en este Grupo y fue debido al ejemplar registrado con 123 cm de diámetro. Como puede observarse, las diferencias en los valores de importancia indican diferentes asociaciones arbóreas en cada etapa sucesional. Al presentar valores con tendencia hacia la alta significa que tienen mayor importancia de las especies en la estructura de las comunidades (Levy, 2000). Así por ejemplo *Q. rugosa*, *Q.laurina* y *Arbutus xalapensis*, aumenta su número de individuos conforme se inician su proceso de sucesión, caso contrario ocurre respecto al área basal.

Así también se puede ver que en todos los Grupos hubo presencia de *Buddleja cordata*, la cual es reconocida como especie nodriza, aunque se esperaría que esta especie se encontrara más abundante en los primeros dos Grupos, lo cual no es así ya que aunque en el sitio 1 se encontraron tan solo 4 individuos, el área basal que presento esta especie fue de 24.05 m²/ha, algo semejante ocurrió en el Grupo 4, sin embargo en el Grupo 3, fue quien tenía mayor número de individuos de esta especie, pero la mayoría estaba con diámetros pequeños por lo que su área basal fue menor, para el caso del Grupo 2, solo se encontraron tres individuos por lo que el área basal fue menor así como el valor de importancia.

Cuadro 12. Porcentaje de valor de importancia para cada especie por etapa sucesional y general

ESPECIE	GRUPO 1	GRUPO 2	GRUPO 3	GRUPO 4
<i>Abies religiosa</i>	22.9	32.1	22.7	27.2
<i>Eucalyptus globulus</i>	3.4	0	0	0
<i>Arbutus xalapensis</i>	10.8	17.1	10.4	13.3
<i>Quercus candicans</i>	11.5	0	6.7	3.4
<i>Buddleja cordata</i>	7.2	3.9	4.5	13
<i>Quercus rugosa</i>	25.4	21.5	14.8	15.2
<i>Quercus laurina</i>	11.7	17.2	15.5	14.4
<i>Juniperus monticola</i>	3.5	0	0	3.4
<i>Quercus glabrescens</i>	3.6	0	3.2	3.2
<i>Cornus disciflora</i>	0	0	6.3	3.1
<i>Cupressus benthamii</i>	0	0	3.1	0
<i>Cercocarpus macrophyllus</i>	0	0	3.3	0
<i>Ilex toluicana</i>	0	0	3.2	0
<i>Pronus serotina</i>	0	8.2	6.3	3.8

El valor de importancia se asocia al desempeño de las especies de sucesión, como es el caso de *Arbutus xalapensis* y *Q. rugosa* cuyos valores de importancia indican que están asociados a etapas intermedias, no así con *Q. glabrescens*, que está ubicada en etapas tardías. Sin embargo *Juniperus monticola*, solo se presentó en regeneración principalmente como área basal por si solo no da una idea particular de la especie respecto a la etapa sucesional.

6.6 Estructura Diamétrica

En el cuadro 13, se presentan la distribución diamétrica de todos los Grupos en las dos etapas serales que se encontraron en el Chico Hidalgo, cada uno con el número de individuos por especies en categoría diamétricas, la categoría inferior a 5 cm corresponde a lo que se considera renuevo a partir del incendio ocurrido en

el 98, ya que a pesar de presentar diámetros pequeños, tienen una altura superior a los 3 metros. De acuerdo con Jardel y Sánchez (1989) y Santiago (1992), la estructura de diámetros puede usarse como indicador de las etapas sucesionales, pues en las etapas primarias predominarían pocas especies, en una población con estructura coetánea y en las tardías estructuras incoetáneas.

Cuadro 13. Distribución diamétrica por especie para todos los sitios evaluados.

ESPECIE	<5	5	10	15	20	25	40	> 45	SUMA
<i>Abies religiosa</i>	547	73	10	13	15	54	13	53	778
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Arbutus xalapensis</i>	30	36	5	3	0	3	0	2	79
<i>Quercus candicans</i>	6	6	1	0	0	2	2	1	18
<i>Buddleja cordata</i>	26	7	1	1	0	0	0	3	38
<i>Quercus rugosa</i>	32	75	25	16	15	16	2	5	186
<i>Quercus laurina</i>	25	28	1	4	5	11	1	3	78
<i>Juniperus monticola</i>	1	3	0	0	0	0	0	0	4
<i>Quercus glabrescens</i>	0	2	0	0	0	1	0	0	3
<i>Cornus disciflora</i>	2	1	1	0	0	0	0	1	5
<i>Cupressus benthamii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cercocarpus macrophyllus</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	3
<i>Ilex tolucana</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>Prunus serotina</i>	32	2	0	0	0	0	0	0	34
Total	701	236	44	37	36	88	19	69	1230

Así mismo se presenta el cuadro con la distribución diamétrica para individuos mayores a 5cm de diámetro por Grupo, donde se observa que los Grupos que presentan mayor número de árboles son los que se consideraron en etapa tardía, ya que el nivel de perturbación fue bajo, lo que permitió que permanecieran más individuos en estas clases diamétricas. Es importante resaltar que el Grupo que mayor número de especies es el 4, de acuerdo al cuadro 14, esto se debe a que

este Grupo se encuentra en una etapa tardía y cuanta con las condiciones necesarias para que estas especies se establezcan y desarrollen adecuadamente.

Cuadro 14. Número de individuos arbóreos mayores a 5 cm de diámetro por Grupo

ESPECIE	GRUPO 1	GRUPO 2	GRUPO 3	GRUPO 4	SUMA
<i>Abies religiosa</i>	27	57	78	79	241
<i>Eucaliptus globulus</i>	0	1	0	0	1
<i>Arbutus xalapensis</i>	13	18	3	15	49
<i>Quercus candicans</i>	0	8	2	3	13
<i>Buddleia cordata</i>	1	3	4	4	12
<i>Quercus rugosa</i>	25	80	22	27	154
<i>Quercus laurina</i>	9	12	15	17	53
<i>Juniperus monticola</i>	0	0	0	3	3
<i>Quercus glabrescens</i>	0	1	1	1	3
<i>Carnus disciflora</i>	0	0	1	2	3
<i>Cupressus benthamii</i>	1	0	0	0	1
<i>Cercocarpus macrophyllus</i>		3	0	0	3
<i>Ilex tolucana</i>	0	2	0	0	2
<i>Pronus serotina</i>	0	0	0	2	2
Total	76	185	126	153	540

En la figura 8 se presenta la distribución diamétrica del Grupo 1, donde se observa que donde se encuentran más individuos de *Abies* es en los diámetros <5, esto puede deberse a que aunque ocurrió un incendio de alta severidad, aun se encontraron arboles con diámetros mayores a los 25 cm, lo cual se cree que estos son los que están depositando sus semillas en esta área, además de que se visualizó al momento del muestreo que se encontraban rodeados de árboles adultos. Así mismo es importante resaltar que todas las especies tienen casi a todos sus individuos en diámetros menores a 15 cm, a excepción de *Q. rugosa*

quien presento individuos en otros diámetros mayores, los cuales están cumpliendo la función de nodriza para otras especies.

En las siguientes figuras (8,9, 10 y 11), se representan las especies con más de 8 individuos en una sola categoría diamétrica por etapa sucesional, además se consideró agrupar a todos los individuos con diámetros superiores a 45 cm, en este Grupo debido a que eran pocos y ya se les considero como arboles adultos capaces de producir semillas y contribuir a la recuperación del área afectada por el incendio. Así en la figura se muestra la distribución diamétrica de *Abies religiosa*, *Arbutus xalapensis* y *Q. rugosa*, pese a que se encontraron 8 especies en este Grupo. Puede observarse la gran incorporación de plántulas y la baja presencia de individuos adultos de estas especies, ya que los diámetros mayores a 10cm son poco frecuentes, indicando de esta manera, que en el área *Q. rugosa*, *Arbutus xalapensis* y algunos árboles de *Abies religiosa* tienen importancia ecológica, pues están cumpliendo la función de proporcionar sombra al renuevo de *Abies religiosa*

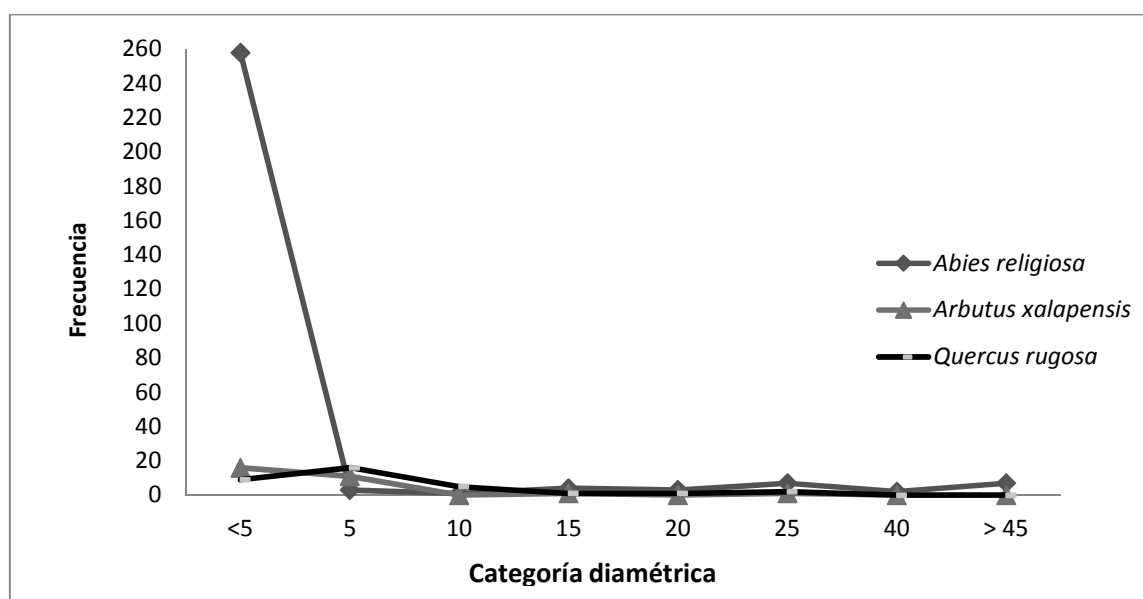


Figura 8. Frecuencia de individuos por categoría diamétrica para el Grupo 1

Otro Grupo que se localizó en la etapa intermedia de sucesión es el 2, tal y como se muestra en la figura 9, en el cual la especie que presentó mayor número de individuos fue *Abies religiosa* y *Q. rugosa* presentaron individuos en todas las clases diamétricas y esta última está sirviendo como nodriza para las otras especies, así mismo como *Arbutus xalapensis*. En este Grupo las especies que presentaron más de 8 individuos al menos en una categoría diamétrica son *Abies religiosa*, *Q. rugosa*, *Arbutus xalapensis*, y se considera que está ocurriendo algo semejante al Grupo anterior, ya que hay presencia de árboles adultos, los que están proporcionando las condiciones necesarias para que se establezca *Abies*. Además de que a sus alrededores de estos Grupos se encontraban árboles adultos de *Abies* los cuales se cree que estos proporcionaron las semillas para que comenzara a recuperarse este Grupo.

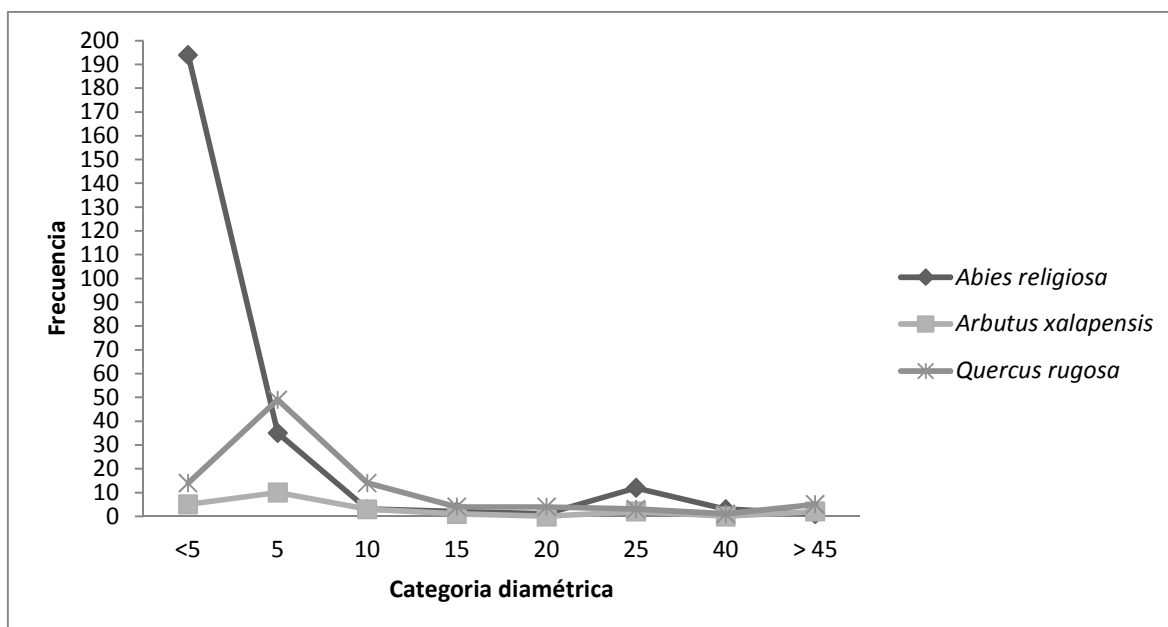


Figura 9. Frecuencia de individuos por categoría diamétrica para el Grupo 2

Las poblaciones características de etapas sucesionales tardías, a menudo muestran una escasa incorporación reciente, presentando estructuras de edades dominadas por individuos demasiados viejos. Las etapas intermedias y avanzada son las que tienen estructuras diamétricas más complejas y con diámetros mayores, pues afirma Santiago (1992) que los bosques maduros muestran una estructura diamétrica con forma de J invertida. El Grupo 3, se ubicó en la etapa tardía en este Grupo las especies que presentaron más de 8 individuos por categoría diamétrica son *Abies religiosa*, *Q. laurina*, *Prunus serotina*, aunque de acuerdo a la tabla se observa que hay más especies que se encuentran en casi todas las categorías diamétricas como se observa en el figura 10.

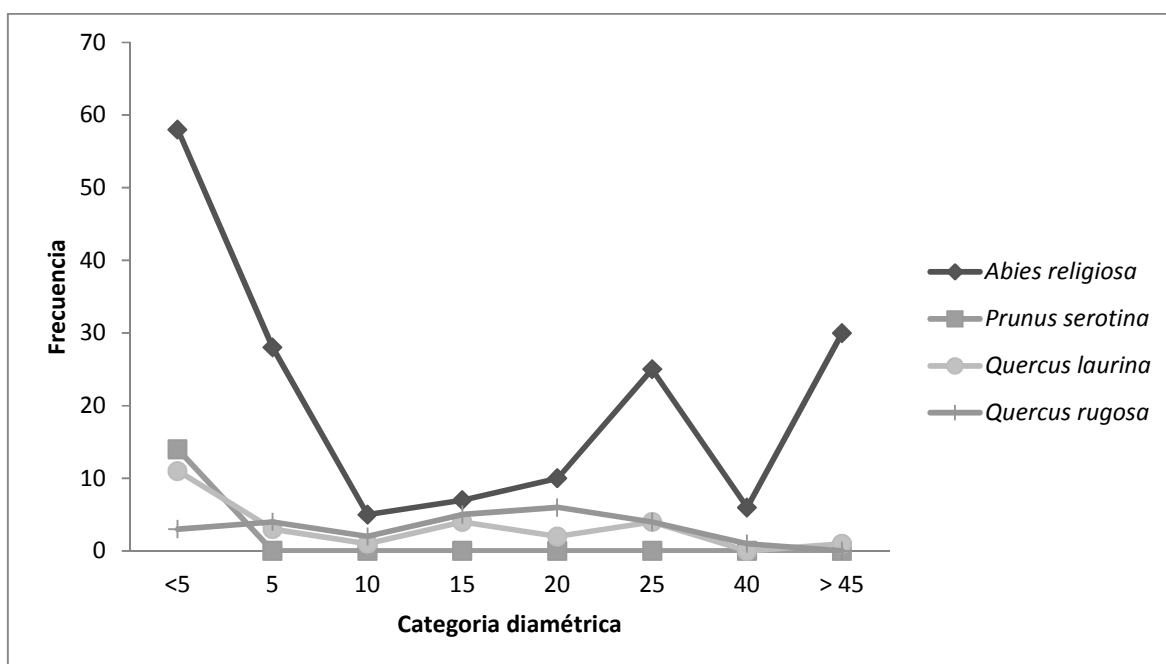


Figura 10. Frecuencia de individuos por categoría diamétrica para el Grupo 3

Sin embargo *Q. laurina* con *Q. rugosa*, además de *Arbutus xalapensis* cumplieron la función de nodriza en su momento ahora están siendo sustituidas por *Abies*

religiosas, ya que casi se igualaron el número de individuos en las diferentes categorías diamétricas. Además es importante resaltar que en este Grupo se redujo el número de individuos presentes en las primeras categorías e incrementándose en las categorías más grandes de acuerdo a los otros Grupos.

Para el caso del Grupo 4, en este también se ubicó en la etapa seral tardía, las especies que encuentran en las diferentes categorías diamétricas son *Abies religiosa*, *Q. laurina* y *rugosa*, este Grupo tiene un tendencia muy semejante al Grupo anterior. Aunque se encontraron otras especies como *Prunus serotina*, *Arbutus xalapensis*, *Buddleja cordata*, en categorías diamétricas avanzadas y disminuyendo significativamente el número de individuos en la clases diamétricas menores, como se observa en la figura 11.

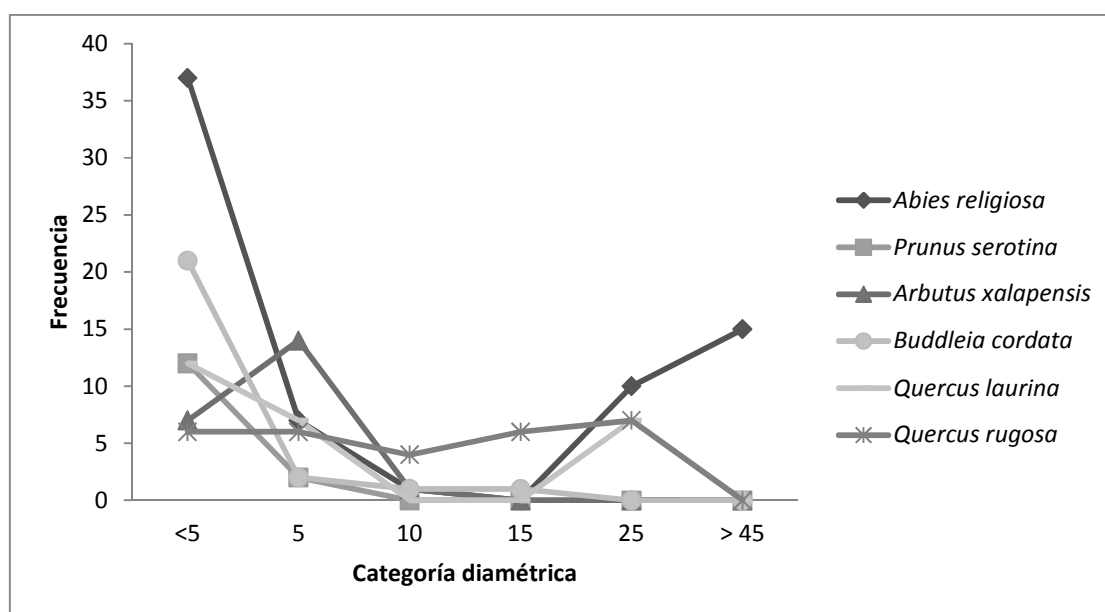


Figura 11. Frecuencia de individuos por categoría diamétrica para el Grupo 4

Puede observarse que la etapa intermedia es la que tiene mayor número de individuos de especies arbóreas, seguida de la etapa tardía, esta misma tendencia se observa respecto a la cantidad de renuevo presentes en estas etapas. Se considera que en la etapa intermedia hay mayor cantidad de individuos arbóreos debido a que en ella convergen los otros dos tipos de vegetación y por consecuencia más especies vegetales que producen nuevos micro hábitats (Fuentes, 1988). Cabe destacar que en las diferentes etapas la presencia de *Abies religiosa* es la especie con mayor diámetro registrado, lo que nos da como evidencia de que este es el tipo de vegetación que dominaba antes del disturbio. Aunque también se encontraron diámetros grandes en *Q. rugosa* y de acuerdo con Quiñonez (1995), en la región de Papasquiario, Durango, se le considera a *Quercus* un bosque de transición entre las coníferas. En el Grupo 4 se nota claramente que varias otras especies están presentes, en particular individuos jóvenes. Este Grupo es muy diferente al 1, por ejemplo, y de hecho, a los demás.

Como se puede constatar, la composición arbórea en las dos etapas varía, por ejemplo *Prunus serotina* aparece con pocos individuos en el Grupo 1 mientras que en el Grupo 2 no aparece, es decir en la etapa intermedia, mientras que en la etapa tardía se incrementa el número de individuos de esta especie. Lo que concuerda con lo reportado por Vázquez *et al.* (1999), quienes reportaron su presencia en ecosistemas mesófilos y como especie pionera en la sucesión secundaria.

6.7 Edad

Respecto a este parámetro se observó que la mayoría de individuos se localizó en la clase de 10 a 14 años, y con mayor número de individuos en el Grupo 1 y 2, los que se ubicaron en la etapa intermedia, mientras que para el Grupo 3 y 4 son los que presentaron mayor número de individuos con edades superiores a los 50 años. Así mismo se ve reducido la frecuencia de esta especie en las clases de edades pequeñas.

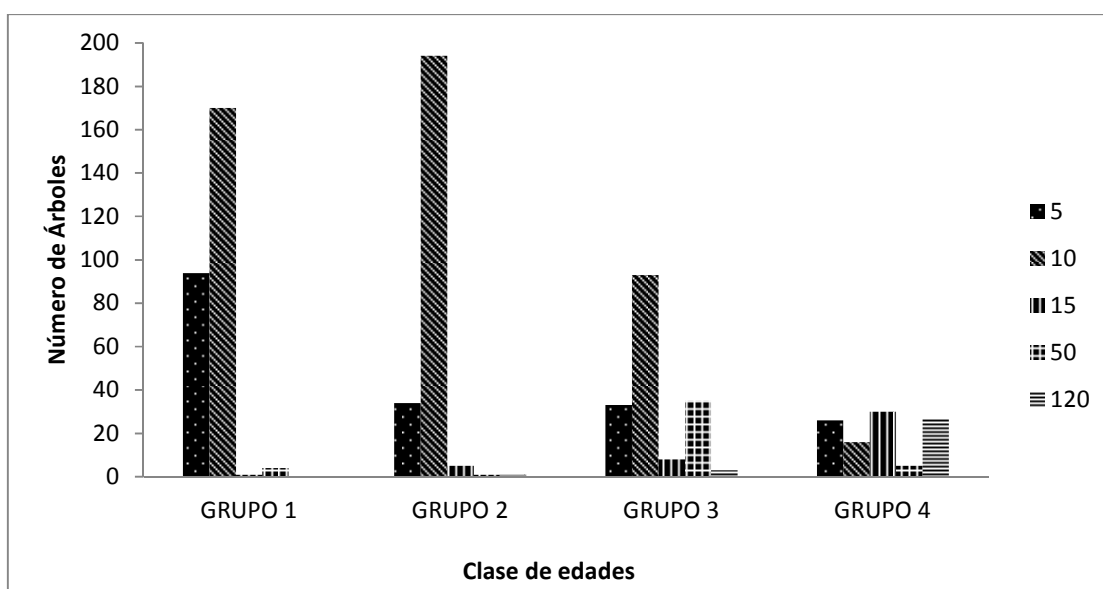


Figura 12. Frecuencia de individuos por categoría de edad de *Abies religiosa*.

6.8 Regeneración reciente

Como puede observarse en el cuadro 15, los Grupos que presentaron mayor número de individuos fueron el Grupo 1 y 2, cabe mencionar que estos datos se contabilizaron a todos aquellos individuos menores a 3 metros de alto. Y para el caso del Grupo 3 y 4 son los que presentan menor cantidad de individuos y esto

debido a que en estas áreas se encontraron más individuos adultos lo que están inhibiendo el desarrollo del renuevo.

Cuadro 15. Número de renuevos presentes por especie y por Grupo.

Especie	Grupo 1	Ggrupo 2	Grupo 3	Grupo 4	SUMA
<i>Abies religiosa</i>	237	445	82	93	857
<i>Prunus serotina</i>	2	9	14	5	30
<i>Quercus candicans</i>	1	2	0	2	5
<i>Quercus glabrescens</i>	1	0	0	0	1
<i>Quercus rugosa</i>	20	22	31	27	100
<i>Arbutus xalapensis</i>	2	9	15	3	29
<i>Carnus disciflora</i>	1	1		0	2
<i>Quercus laurina</i>	9	25	27	3	64
<i>Buddleja cordata</i>	1	4	2	2	9
<i>Juniperus monticola</i>	0	0	3	3	6
Total	274	517	174	138	1103

Como puede verse en el cuadro 16, el renuevo esta principalmente constituido *Abies religiosa* y *Q. rugosa*, esta última es la que presentó mayor o igual frecuencia en los Grupos 2, 3 y 4. De acuerdo a estos resultados y comparándolos con los que reporta García., (1985) quien menciona que el fuego es perjudicial para el desarrollo. Sin embargo como era de esperarse, en la etapa tardía la cantidad de *Abies religiosa* comienza a disminuir e incrementar el número de individuos de otras especies. Sin embargo en la etapa intermedia se observa que hay mayor frecuencia de latifoliadas como *Q. rugosa*, *Q. laurina* ó *Arbutos xalapensis*. Además la vegetación del área comparte estas especies, como elementos comunes en el estrato inferior en las diferentes etapas serales.

Cuadro 16. Número de renuevos presentes por especie y por Grupo.

Especie	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
<i>Abies religiosa</i>	25	21.05	15	23.53
<i>Prunus serotina</i>	12.5	10.53	10	11.77
<i>Quercus candicans</i>	6.25	10.52	0	5.88
<i>Quercus glabrescens</i>	6.25	0	0	0
<i>Quercus rugosa</i>	18.75	21.05	20	23.52
<i>Arbutus xalapensis</i>	12.5	10.53	20	11.77
<i>Carnus disciflora</i>	6.25	5.27	0	0
<i>Quercus laurina</i>	6.25	15.79	15	5.88
<i>Buddleja cordata</i>	6.25	5.26	10	11.77
<i>Juniperus monticola</i>	0	0	10	5.88
Total	100	100	100	100

Son muchos los factores que influyen en el proceso de regeneración como por ejemplo la lluvia y el banco de semillas, los cuales son muy dinámicos en una comunidad y presentan alta heterogeneidad en composición y abundancia, tanto espacial como temporal (Young *et al.*, 1987; Paluch, 2011), ya que están influenciados por la abundancia de las especies en un sitio, sus periodos y tasas de producción de semillas, sus síndromes de dispersión. Ambos pueden tener efectos importantes en la estructura de la vegetación y en la sucesión, tal y como se observó en estos Grupos, ya que aunque ocurrieron incendios de alta severidad, estas áreas se encuentran rodeados de masas puras de *Abies*, por lo que se cree que estas proporcionaron la semilla para que las áreas que fueron afectadas por el incendio comenzaran con su recuperación. Además de que la semilla de *Abies* tiene la capacidad de dispersarse a grandes distancias debido a que su semilla es muy liviana, caso contrario con la de *Q. rugosa*, la cual requiere de otros medios para su dispersión.

6.9 Análisis de la composición

6.9.1 Riqueza de especies

En el cuadro 17, se presentan los individuos arbóreos registrados por cada una de las condiciones sucesionales, se observa que la etapa intermedia específicamente el Grupo que mostró alta severidad pero baja pedregosidad, presento más individuos pero menor número de especies, caso contrario con los Grupo que se ubicaron en la etapa seral tardía. Sin embargo esto último podría deberse al tamaño de los árboles, estos son más grandes conforme avanza la sucesión (Smith, 1977; Young, 1991)

Cuadro 17. Número de individuos arbóreos y taxa registrados por etapa sucesional.

	Individuos	Especies	Géneros	Familias
Grupo 1	173	9	6	6
Grupo 2	533	6	5	5
Grupo 3	198	12	9	8
Grupo 4	307	10	7	7
Total	1211	37	27	26

García *et al.*, (1999) mencionan que las familias mejor representadas son las compuestas, debido a la gran capacidad de dispersión y la cantidad de semillas producidas. El muestreo arrojó un total de 24 familias, 39 géneros y 46 especies, es importante mencionar que en estos datos se integraron tanto arbustivas como herbáceas, las cuales se presentan en el anexo 1. Es importante mencionar que se identificaron especies que se presentan en áreas donde ocurren frecuentemente incendios, como es el caso de *Senecio*, *Arbutus xalapensis*, etc.

6.9.2 Diversidad de especies

Se obtuvo el índice de diversidad de Simpson por Grupo y por etapa sucesional y general. De acuerdo con Odum (1985), la etapa tardía muestra una diversidad de especies alta lo cual concuerda con los datos reportados en el cuadro 18, confirmando con esto que tanto el Grupo 1 y 2 se encuentran en una etapa seral intermedia y el Grupo 3 y 4 en la etapa seral tardía. Se puede observar que el Grupo que presentó mayor diversidad es el Grupo 4, en donde todos sus valores son superiores a los otros Grupos, aunque está muy seguido del Grupo 3.

Es muy importante observar que en el caso de la diversidad de los Grupos 1 y 2, este último es el que presentó menor diversidad que el Grupo 1, tanto para herbáceas como para arbustos y arbolado.

Cuadro 18. Índice de diversidad de Simpson por Grupos de plantas

	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Herbáceas	0.733	0.542	0.869	0.876
Arbustos	0.630	0.364	0.573	0.734
Arboles	0.515	0.472	0.630	0.762
General	0.817	0.726	0.889	0.927

El índice general de diversidad muestra una tendencia clara de aumento conforme avanza la sucesión. Ceccon *et al.*, (2002) hacen la misma observación que la observada en este trabajo que la riqueza de especies y el número de individuos,

aumentan con la edad del bosque, acotadas por la influencia del desarrollo del suelo y el nivel de pedregosidad.

6.9.3 Índice de Margalef

Así mismo se calculó el índice de similitud de Margalef, encontrando una tendencia muy clara, ya que de acuerdo a los resultados obtenidos en el cuadro 19, se observa claramente que el Grupo 1 y 2 presentaron una diversidad normal en general, mientras que el Grupo 3 y 4 son considerados como áreas de alta biodiversidad por presentar valores superiores a 5. Si se ven los datos por estrato se observa que en todos presentan valores de baja diversidad, aunque es notable que en el caso de herbáceas el Grupo 1 y 2 presentaron mayor diversidad que los Grupos 3 y 4, esto quizás se deba a que como aún hay áreas con claros, estos propician las condiciones para que se puedan establecer estas, caso contrario donde ocurrió incendio de baja severidad.

Cuadro 19. Índice de biodiversidad de Margalef por Grupos de plantas

MARGALEF	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Herbáceas	2.92	3.06	1.38	2.02
Arbustos	2.37	2.34	2.75	2.32
Arboles	1.57	0.8	2.08	1.55
General	4.95	4.16	5.34	5.23

6.9.4 Similitud

Se determinaron los índices de similitud de Sorensen entre Grupos de especies para Grupo de muestreo (Cuadro 20, 21, 22) y el índice general (Cuadro 23), con los siguientes datos.

Cuadro 20. Índice de similitud para árboles

Arboles	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
Grupo 2	0.750		
Grupo 3	0.783	0.632	
Grupo 4	0.842	0.667	0.636

Si se toma al índice como apoyo para estimar la tendencia sucesional (Goldsmith *et al.*, 1986), se puede observar que la etapa intermedia está conformada por el Grupos 2, seguida por el Grupo 1 y en la etapa tardía se ubicaron los Grupos 3 y 4. Algo semejante ocurrió para el caso de los arbustos, tal y como se observa en el siguiente cuadro.

Cuadro 21. Índice de similitud para arbustos.

Arbustos	Grupo1	Grupo 2	Grupo 3
Grupo 2	0.500		
Grupo 3	0.740	0.660	
Grupo 4	0.750	0.750	0.780

En cuanto a herbáceas, la similitud entre estas no es alta, esto debido a que estas especies presentan un ciclo de vida corta, ya que como puede observarse en el cuadro conforme avanza la tendencia sucesional y el tamaño de las plantas aumenta (Odum, 1985), es importante resaltar que las especies leñosas y

arbustivas son las que permitirán la definición de las diferentes etapas serales que se encuentren en un área dada.

Cuadro 22. Índice de similitud para herbáceas.

Herbáceas	Grupo1	Grupo 2	Grupo 3
Grupo 2	0.667		
Grupo 3	0.588	0.750	
Grupo 4	0.421	0.556	0.714

Y finalmente en el siguiente cuadro 23, se presenta el cuadro de similitud entre todos los Grupos que se encontraron en el área y de acuerdo a la etapa sucesional, mismo que presenta una tendencia parecida a la que se presentó entre árboles y arbustos.

Cuadro 23. Índice de similitud general.

General	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
Grupo 2	0.567		
Grupo 3	0.774	0.667	
Grupo 4	0.689	0.613	0.807

6.9.5 Especies por etapa sucesional

En este trabajo se identificaron 21 especies que corresponden al bosque natural y además de otras que están ligadas a disturbio y vegetación secundaria se presentan en la figura 13, Se consideró que las especies típicas corresponden al tipo de vegetación original del área de estudio Rzedowski *et al.* 2005; Mimbrera,2001; Rodríguez y Myers,2010; Jardel-Pelaez, 1991; Zavala-

Chavez,2007) mientras que las especies de vegetación secundaria se refiere a las especies influenciadas directa o indirectamente por el hombre, derivadas de la vegetación original y las especies de disturbio son aquellas que están directamente ligadas a un disturbio.

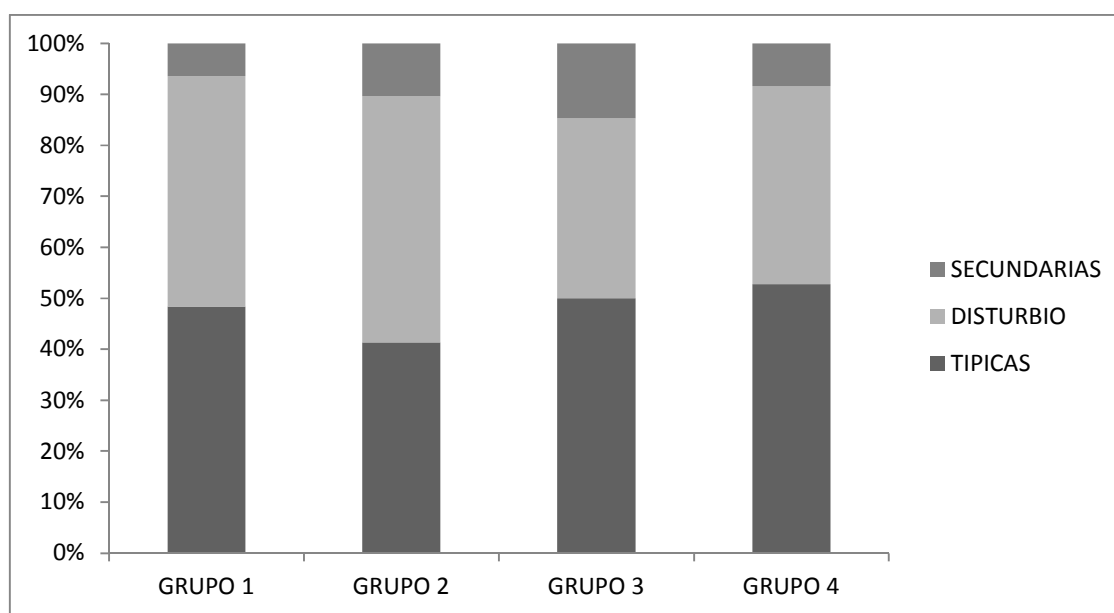


Figura 13.- Proporción de especies por características por etapa sucesional

De acuerdo a la figura 13, se muestra un ligero incremento de especies típicas conforme avanza la etapa seral, aunque no está muy marcado, ya que en el caso de especies de disturbio, se identificaron casi las mismas en los cuatro sitios.

Después de haber transcurrido más de 15 años del incendio que afectó a Parque Nacional El Chico, se registró que estos disturbios afectaron de manera significativa la estructura, composición y riqueza florística del estrato arbóreo. De acuerdo con Germán (2000), esto ocurrió debido a que el bosque mesófilo de montaña es un ecosistema susceptible al fuego. Sin embargo de acuerdo con

Frost, 1989 (citado por FAO, 1998), los efectos dependen del momento y la intensidad del incendio, además de los atributos intrínsecos y el estado fisiológico de los árboles. Los incendios, son uno de los factores que causan la destrucción forestal e inician el proceso de sucesión forestal secundaria (Spur y Barnes, 1980). Sin embargo, respecto al análisis estadístico solo *Q. rugosa*, *Arbutus xalapensis* y *Q. laurina* mostraron valores significativos para rechazar la hipótesis nula. Además en el caso de *Q. rugosa*, se observó que en el caso de áreas hay evidencia para rechazar la hipótesis nula, ya que presentó un P-valor de 0.0208. También se realizó un análisis de diversidad de especies y se observó que está disminuyendo cuando ocurrió un incendio de alta severidad y baja pedregosidad, seguida del Grupo que fue afectado por un incendio de alta severidad y baja pedregosidad. La mayor riqueza de especies se tuvo a menores intensidades de perturbación por fuego. Por lo tanto, podemos suponer que un proceso de sucesión ecológica puede ocurrir en la zona quemada, si no hay intervenciones humanas y especies adaptadas a los incendios forestales (principalmente arbustos y herbáceas) dominarán en la zona (Petros *et al*, 2012).

Respecto a los modelos de sucesión a los que se apega el presente estudio corresponde al de tolerancia, el cual menciona que después de una perturbación, tanto especies sucesionales de estadios tempranos como tardíos aparecen juntos para colonizar. Ya que las modificaciones hechas al medio por los primeros ocupantes reduce su disponibilidad para la incorporación de las especies sucesionales tempranas es decir intolerantes a la sombra. Así mismo se observan algunas características del modelo de facilitación, ya que hubo especies como las latifoliadas que requirieron de la apertura de un claro para que comenzaran con el

proceso de germinación. Así mismo se observó que varias especies cumplieron el papel de planta nodriza como por ejemplo, entre las especies arbóreas *Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Arbutus xalapensis* y en las arbustivas el género *Baccharis*, lo que concuerda con lo reportado por Cornejo-Tenorio, *et al.* (2003) en un estudio florístico de la reserva de la Mariposa en Michoacán, México encontraron que el matorral de *Baccharis heterophylla* sirve como un estado sucesional previo al desarrollo de *Abies religiosa* ya que se ha encontrado regeneración natural de esta última especie en áreas contiguas a relictos de bosque de *Abies*.

Además es importante mencionar que la tendencia sucesional que se observó en este estudio, no es única para todas las áreas afectadas por incendio, ya que existen otros factores que influyen en la definición de las etapas sucesionales, como por ejemplo la composición química de suelos, en áreas de sucesión ecológica es complejo, en especial en regiones de altitud donde, además de otros factores como la temperatura y la humedad juegan un papel importante en la dinámica suelo-vegetación (Lafontaine G. and Payette S., 2011).

7 CONCLUSIONES

- Se puede concluir que el bosque de oyamel (*Abies religiosa*), es el tipo de vegetación clímax de las zonas templadas de la entidad, como moderadamente adaptado al fuego.
- En cuanto a la secuencia sucesional se identificaron dos etapas la etapa intermedia (Grupo 1 y 2) y la tardía (Grupo 3 y 4).
- Los modelos de sucesión al que se apega el área estudiada, corresponden al de tolerancia y facilitación.
- Solo *Q. rugosa*, *Arbutus xalapensis* y *Q. laurina* mostraron valores significativos para rechazar la hipótesis nula.
- Respecto a la prueba de Tukey, no se observaron diferencias significativas para ningún Grupo y ninguna especie.
- *Abies religiosa* mostró los valores de importancia más altos a excepción del Grupo 1 que presentó *Quercus* mayor valor de importancia.
- En cuanto a la regeneración, es claro que la destrucción por causa de los incendios influyó decisivamente en el ciclo del desarrollo de estas áreas.
- En general los cuatro Grupos se definieron como diversos respecto al índice de Margalef.
- El índice de similitud general tiene la tendencia entre etapa intermedia y tardía.
- Se encontraron 24 familias, 39 géneros y 46 especies.
- La mayor riqueza de especies se tuvo a menores intensidades de perturbación por fuego y baja pedregosidad.

8 BIBLIOGRAFIA

- Aguirre C., O.A. 2002. Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Ciencia Forestal en México*. 29(92):5-28p.
- Begon, M.; J. L. Harper y C.R. Townsend. 1988. *Ecología: Individuos, poblaciones y comunidades*. Trad. M. Costa. Omega. Barcelona, España. 886p.
- Billings R. F., Clarke S. R., Espino M. V., Cordon C. P., Meléndez F. B., Ramón C. J., Baeza G. 2004. Gorgojo descortezador e incendios: una combinación devastadora para los pinares de América Latina, UNYSALVIA núm. 217, Vol. 55.
- Bonfil S., S.; Rodríguez de la V. y V. Peña R. 2000. Evaluación del efecto de las plantas nodrizas en el establecimiento de una plantación de *Quercus* L. *Ciencia Forestal en México*. 25 (88):59-73p.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología*. Trad. J. Lalucat J. Blume. Madrid, España. 820p.
- Brewer, R. 1979. *Principles of ecology*. Saunders Collage Publishing. Philadelphia, PA. 299p.
- Brower, J.E. and J.H.Zar. 1977. *Field and laboratory methods for general ecology*. 2nd Ed. Wm. C. Brown Company Publishers. Dubuque,Iowa. U.S.A. 194p.
- Cabrera G., L.; P. E. Mendoza H.; V. Peña F.; C. Bonfil S. y j. Soberón M. 1988. Evaluación de una plantación de encinos (*Quercus rugosa* Neé) en el Ajusco medio, Distrito Federal. *Agrociencia*. 32(2):149-156p.
- Ceccon E.; I. Olmsted; C. Vásquez Y. y J. Campo A. 2002. Vegetación y propiedades del suelo en dos Bosques Tropicales secos de diferentes estado regeneracional en Yucatán. *Agrociencia* 36.621-631p.
- Cornejo-Tenorio, G. et al. (2003). Flora y vegetación de las zonas núcleo de la reserva Biosfera Mariposa Monarca, México. *Bol.Soc. Bot. Mex.*, 73, 43-62.

- Challenger, A., y J. Caballero. 1998. Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro. CONABIO, Instituto de Biología. Sierra Madre, México, D. F. 847 p
- Choler, P., R. Michalet, and R. M. Callaway. 2001. Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology* 82: 3295-3308p.
- Clarke, G.L. 1975. Elementos de ecología. 2ª ed. Instituto Cubano del libro. La Habana, Cuba. 615p.
- Clements, F. E. 1928. Plant succession and indicators. Hafner Press. New York, U.S.A. 453p.
- Colinvaux, P. 1993. Ecology 2. John Wiley y Sons, Inc. New York. U.S.A. 668p.
- CONABIO, 1998. Programa los incendios en México: un diagnóstico de su efecto en la diversidad biológica. Taller nacional de consulta y validación de la información. México 20 y 21 de julio.
- Connell, J. H. and R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. Vol.111 (982):1119-1144.
- Dajoz, R. 2001. Tratado de ecología. 2a ed. Mundiprensa. Madrid, España. 600p.
- Daniel, T. W.J.A. Helms y F.S. Backer. 1982. Principios de Silvicultura 2da ed. Trad. R. Elizondo M. McGraw-Hill. México, D.F. 492 p.
- Daubenmire, R. F. 1968. Plant communities. Harper and Row, Publishers. New York. U.S.A. 300p.
- Franco L., J. G. de la Cruz A.; A. Cruz G.; A. Rocha R.; N. Navarrete S.; G. Flores M.; E. Kato M.; S. Sánchez C.; L. G. Abarca A. y C. M. Bedia S. 2001. Manual de Ecología. Trillas. 6ª reimp. México, D.F. 266p.
- Fuentes R., M. A 1988. Estudio sucesional en aves en la Estación Forestal Experimental Zoquiapan. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, estado de México. 60p.
- Galindo-Leal C. 1988. Plan de manejo del Parque Nacional "El Chico". SEDUE. 55 p.

- García L., E. F., 1985. Efecto del fuego en la regeneración natural de *Pinus hartwegii*, Lind, en Zoquiapan. Tesis licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo México. 53 p.
- Garcia S., F.; J. R. Aguirre R.; J. Villanueva D. y J. García P. 1999. Contribution to the flora of the Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Polibotánica*. 10:73-103.
- Gerald G. Marten. 2001. Human Ecology: Basic Concepts for Sustainable Development. Earthscan Publications, London. 238 p.
- Giraldo L. A., Zapata M., Montoya E., 2006. Estimación de la captura y flujo de carbono en sivopastoreo de *Acacia mangium* asociada con *Brachiaria dyctioneura* en Colombia. *Pastos y Forrajes*, Vol. 29, núm. 5.
- Goldsmith F. B.; C. M. Harrison and A. J. Morton. 1986. Methods in plant ecology. 2nd ed. Moore P. D. and S. B. Chapman (Eds.). Blackwell Scientific Publications. London. United Kingdom. 589p.
- Granados S., D. 1983. Métodos de estudio de la vegetación. Cuadernos URUZA no. 2 Universidad Autónoma Chapingo, URUZA 56 p.
- Grime, J.P. 1982. Estrategias de adaptación de las plantas. Limusa. México, D.F. 207-218p.
- Hocker J., H.W. 1984. Introducción a la biología forestal. AGT editor. México, D.F. 446p.
- Holl, K. D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of ecology*. 90(1):179p.
- Hunter J., M. I. 2001. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Reprint. Cambridge University Press. Cambridge. United Kingdom. 698p.
- Hunter, J. M.L. 1999. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. University Press. United Kingdom. 698p.
- Jardel P., E. y L.R. Sanchez V. 1989. La Sucesion forestal: fundamento ecológico de la silvicultura. *Ciencia y Desarrollo*. 14 (84): 33-43.
- Jardel Pelaez, E.J. 1991. Perturbaciones naturales y antropogenicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de la Joyas, Sierra de Mnanatlan, Jalisco. *Tiempos de Ciencia* 22:9-26.

- Jiménez, J., 2005. Manual de Dendrometría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL
- Kint, V., Lust N., Ferris, R., Olsthoorn, A. F., 2000. Quantification of forest stand structure applied to Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) Forests. Invest Agrar: Sist Recur For. Fuera de Serie núm. 1: 147-167
- Leiva J. A., Rocha O. J., Mata R., Gutierrez S. M., 2009. Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica, II. La vegetación en la relación con el suelo. Rev. Biól. Trop. Vol. 57(3): 817-836.
- Levy T., S. 2000. Sucesión causada por roza-tumba-quema en las selvas de Lacanhá, Chiapas. Tesis doctoral. Colegio de Postgraduados. Montecillo, estado de Mexico.165p.
- Madrigal S., J. 1964. Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de oyamel (*Abies religiosa* (HBK) Schl et Cham) en el valle de México. Tesis de licenciatura. I.P.N. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. México D.F.
- Margalef, R. 1980. Ecología. 3ª reimp. Omega. Barcelona, España.951 p.
- Medina J., M. y J. Rzedowski. 1981. Guías botánicas de excursiones en México IV. Sociedad botánica de México. México.
- Melo Gallegos C. y López García J. 1993. Parque Nacional El Chico, marco geográfico-natural y propuesta de zonificación para su manejo operativo. Investigaciones Geográficas del Instituto de Geografía, UNAM, número 28, México, 1994. 65-128 p.
- Mimbres H., M.; Medina R., H. H. 2001. Efecto del fuego en la vegetación del parque nacional el Chico, Hidalgo. Tesis Profesional. Universidad autónoma Chapingo. Chapingo estado de México. 73p.
- Monterroso-Rivas, Alejandro Ismael, Gomez-Dias, Jesus David, & Tinoco-Rueda, Juan Angel. (2009). Servicios ambientales hidrológicos bajo escenarios de cambio climático en el Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo. Madera y Bosques, 15 (2), 5-26.

- Molles, Jr. M.C. 2005. Ecology. Concepts and applications. 3^a ed. Mc Graw-Hill. N.Y. 622p.
- Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. New York. U.S.A. 371-410p.
- Odum, P. E. 1985. Fundamentos de Ecología. 3a ed. Interamericana. México, D.F. 639P.
- Oosting, H. J. 1956. The study of plant communities. 2nd ed. W.H. Freeman and Company. San Francisco. U.S.A. 440p.
- Oosting, H.J. 1951. Ecología vegetal. Trad. J. García. V. Agilar Eds. Madrid, España. 436p.
- Paluch JG (2011) Ground seed density patterns under conditions of strongly overlapping seed shadows in *Abies alba* Mill. stands. Eur. J. Forest Restor. 130: 1009-1022.
- Petros Ganatsas, Daskalakou, Evangelia Paitaridou E., 2012. First results on early post-fire succession in an *Abies cephalonica* forest (Parnitha National Park, Greece). . iForest - Biogeosciences & Forestry. Vol. 5 Issue 1, p6-12
- Lafontaine G. and Payette S. 2011. Long-term fire and forest history of subalpine balsam fir (*Abies balsamea*) and white spruce (*Picea glauca*) stands in eastern Canada inferred from soil charcoal analysis. The Holocene. 22(2) 191–201. DOI: 10.1177/0959683611414931
- Pianka, E. R. 1978. Evolutionary ecology. 2^a ed. Harper y Row, Publishers. N. Y. U.S.A. 397p.
- Quiñonez E., G. 1995. Situación forestal del Encino en la región de Santiago Papasquiaro, Durango. Tesis Profesional. Universidad autónoma Chapingo. Chapingo estado de México. 73p.
- Ramírez M., N.; González E., M y García M., E. 1996. Establecimiento de *Pinus* spp. y *Quercus* en matorrales y pastizales de Los Altos de Chiapas, México. Agrociencia. 30(2):249-257p.
- Ramos A. Y., Siebe G. Ch., 2006. Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, México. Facultad de Ingeniería en Geomática e Hidráulica,

Universidad de Guanajuato. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas Vol. 23, núm. 1, pp. 54-74.

- Rodríguez-Trejo D. A. y Myers Ronald L. 2010. Using Oak characteristics to Guide Fire Regime Restoration in Mexican Pine-Oak and Oak Forests. *Ecological Restoration* 28:3.
- Ruíz M. J., Andrés C. J., Varela E., Ramos E., Robles A., González R. J., 2007. Los claros en áreas cortafuegos: una herramienta para incrementar la biodiversidad. *Wildfire*.
- Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowski y colaboradores, 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 pp
- Rzedowski, J. 1978. La Vegetación de México. Edit. LIMUSA, México. 432 p.
- Rzedowski, J.; L. Vega G. y X. Madrigal S. 1977. Algunas consideraciones acerca de la dinámica de los bosques de coníferas en México. *Ciencia Forestal*. 2(5):15-35p.
- Rzedowsky J. 1988. La Vegetación de México. 4aed. Limusa. México, D.F. 432 p.
- Santiago P., A. L. 1992. Estudio fitosociológico del bosque mesófilo de montaña de la Sierra de Manantlán. Tesis profesional. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, México. 111p.
- Santillán P., J. 1991. Silvicultura de las Coníferas de la región central. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México. 305p.
- Sarukhán K. J. 1968. Análisis sinecológico de las selvas de *Terminalia amazonia*. Tesis de maestría. Escuela Nacional de Agricultura. Chapingo, Estado de México. 80p.
- Sarukhán K., J. 1964. Estudio de la sucesión en una área talada en Tuxtepec, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 104p.
- Schmitt S. F. and R. J. Whittaker. 1998. Disturbance and succession on the Krakatau Islands, Indonesia. *In* Dynamics of tropical communities. D. M.

- Newbery, H.H.T. Prins and N. D. Brown eds. Blackwell Science. Oxford, United Kingdom. 515-548p.
- Silvertown, J., and J. B. Wilson. 1994. Community structure in a desert perennial community. *Ecology* 75: 409-417.
 - Smith, R.L. 1977. Elements of ecology and field biology. Harper y Row, Publishers. New York. U.S.A.497p.
 - Spurr, H., y B.V. Barnes. 1982. Ecología Forestal. 3ª Ed. AGT Editor, S.A. México. 690 p.
 - Spurr, S. H. and B. V. Barnes. 1980. Forest ecology. 3th ed. John Wiley y Sons. U.S. A. 687p.
 - Terradas, J. 2001. Ecología de la vegetación. Omega. Barcelona, España. 703p.
 - Tilman D.1986. Resources, competition and the dynamics of plant communities. In: Plant ecology. Crawley, M.J. Edit. Blackwell Scientific Publications. Wilrshire, Great Britain. Pp. 57-75.
 - Townsend, C.R.; M. Begon, and J. L. Harper. 2003. Essentials of ecology. 2nd ed. Blackwell publishing. U.S.A. 530p.
 - Ullman, F. 1932. Enciclopedia de Química industrial. Sección V. Combustibles, alumbrado e industrias forestales. Gustavo Gili Editor. Barcelona. p 616-637p.
 - Valiente-Banuet, A., and E. Ezcurra. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacan Valley, Mexico. *J. Ecol.* 79: 961-971p.
 - Vázquez Y., C.; A. I. Batis M.; M. I. Alcocer S.; M. Gual D. y C. Sánchez D. 1999. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F.311p.
 - Vines, R. A. 1976. Trees, shrubs and woody vines of the Southwest. 4th reprint. University of Texas Press, Austin and London, U.S.A.1104p.
 - Whittaker, R. H. 1980. Classification of plant communities. 2nd reprint. Dr. W. Junk by Publishers. The Hague, Netherlands. 408p.

- Williams, J.E.; Whelan, R.J. y Gill, A.M. 1994. Fire and environmental heterogeneity in Southern temperate forest ecosystems: implications for management. *Aust. J. Bot.*, 42: 125-137.
- Young KR, Ewel J.J, Brown BJ (1987) Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetation* 71: 157-173.
- Young, J. A. and Ch. G. Young. 1992. Seeds of woody plants in North America. Dioscorides Press. Portland, Oregon. U.S.A. 407p.
- Young, R.A.1991. Introducción a las ciencias forestales. Limusa. México, D.F. 632p.
- Zavala-Chavez, F.2007. Guía de los encinos de la Sierra de Tepoztlán, México. Chapingo MEX: UACH.
- Zavala CH., F. 2001. Introducción a la ecología de la regeneración natural de *Quercus*. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México. 94p.
- Zorrilla R., M. 2005. La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica In: Temas sobre restauración ecológica, O.; E. Peters; R: Marquez-Huitzil; E. Vega; G. Portales; M. Valdez y D. Azuara, eds. INE-SEMARNAT, México, D.F. 33-43 p.

9 ANEXOS

Anexo 1. Listado Florístico

FAMILIA	GENERO	ESPECIE
Rosaceae	Cercocarpus	<u>Cercocarpus macrophyllus</u> C. Schneid.
Fogaceae	Quercus	<u>Quercus crassifolia</u> Humb & Bonpl.
Fogaceae	Quercus	<u>Quercus glabrescens</u> Benth.
Fogaceae	Quercus	<u>Quercus Rugosa</u> Née
Fogaceae	Quercus	<u>Quercus laurina</u> Humb & Bonpl.
Scrophulariaceae	Buddleja	<u>Buddleja Cordata</u>
Garryaceae	Garrya	<u>Garrya laurifolia</u> Hartw.
Silicaceae	Salix	<u>Salix Paradoxa</u> Kunth
Ericaceae	Arbutus	<u>Arbutus Xalapensis</u> Kunth
Fagaceae	Quercus	<u>Quercus crassipes</u> Humb & Bonpl.
Ericaceae	Comarostaphylis	<u>Comarostaphylis discolor</u> (Hook) Diggs
Aquifoliaceae	Encina	<u>Ilex toluca</u> Hemsl.
Rosaceae	Prunus	<u>Prunus serotina ssp.</u> Capuli (Cav)Mcvaugh
Cornaceae	Cornus	<u>Cornus disciflora</u>
Lauraceae	Litsea	<u>Litsea glaucescens</u> Kunth.
Asteraceae	Eupatorium	<u>Eupatorium glabratum</u> Kunth
Asteraceae	Baccharis	<u>Baccharis conferta</u>
Onagraceae	Fuchsia	<u>Fuchsia thymifolia</u> Kunth
Rhamnaceae	Ceanothus	<u>Ceanothus coeruleus</u> lag.
Lamiaceae	Salvia	<u>Salvia elegans</u>
Grossulariaceae	Ribes	<u>Ribes affine</u> Kunth
Asteraceae	Senecio	<u>Senecio angulifolius</u>
Caprifoliaceae	Symphoricarpos	<u>Symphoricarpos microphyllus</u> Kunth
Cupressaceae	Juniperus	<u>Juniperus monticola</u>
Ericaceae	Arctostaphylos	<u>Arctostaphylos pungens</u>
Solanaceae	Cestrum	<u>cestrum benthamii</u>
Rubiaceae	Didymaea	<u>Didymaea alsinoides</u> (schldl & chamstandley)
Scrophulariaceae	Penstemon	<u>Penstemon roseus</u> (Sweet) G. Don

Polygalaceae	Monnina	<u>Monnina cilioalta</u> sessé & Moc. ex DC
Ericaceae	Vaccinium	<u>Vaccinium confertum</u> Kunth
Rosaceae	Acaena	<u>Acaena elongata</u> L.
Rosaceae	Fragaria	<u>Fragaria mexicana</u>
Asteraceae	Senecio	<u>Senecio paltanifolius</u>
Asteraceae	Cirsium	<u>Cirsium ehrenbergii</u>
Aspleniaceae	Asplenium	<u>Asplenium monanthes</u>
Geraniaceae	Geranium	<u>Geranium schiedeanum</u>
Lamiaceae	Scutellaria	<u>Scutellaria coerulea</u>
Scrophulariaceae	Penstemon	<u>Penstemon hartwegii</u>
Solanaceae	Solanum	<u>Solanum appendiculatum</u>
Asteraceae	Senecio	<u>Senecio sanquisorbae</u>
Apiaceae	Eryngium	<u>Eryngium cham & schltl</u>
Asteraceae	Eupatorium	<u>Eupatorium sp.</u>
Apiaceae	Arracacia	<u>Arracacia aegopodioides (Kunth) co</u>
Rosaceae	Alephemilla	<u>Alephemilla procumbens</u> Rose
Fabaceae	Dalea	<u>Dalea sp.</u>
Trifolium	Trifolium	<u>Trifolium pratense</u> L.,