

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



TESIS

**ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS EN
BOSQUES TEMPLADOS DE LA SIERRA MADRE DEL SUR, MÉXICO**

PRESENTA

CUAUHTÉMOC MÉNDEZ OSORIO

**COMO REQUISITO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

JUNIO, 2018

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



TESIS

**ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS EN
BOSQUES TEMPLADOS DE LA SIERRA MADRE DEL SUR, MÉXICO**

PRESENTA

CUAUHTÉMOC MÉNDEZ OSORIO

**COMO REQUISITO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO.

JUNIO, 2018

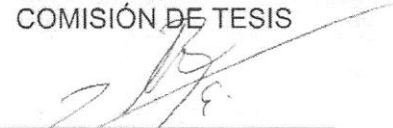
**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**

**TESIS DE DOCTORADO
ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS EN
BOSQUES TEMPLADOS DE LA SIERRA MADRE DEL SUR, MÉXICO**

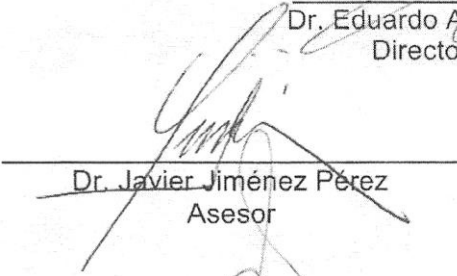
**PRESENTA
CUAUHTÉMOC MÉNDEZ OSORIO**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

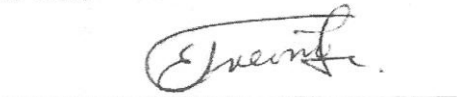
COMISIÓN DE TESIS




Dr. Eduardo Alanis Rodriguez
Director de tesis




Dr. Javier Jiménez Pérez
Asesor



Dr. Eduardo J. Treviño Garza
Asesor



Dr. Óscar Alberto Aguirre Calderón
Asesor



Dr. Arturo Mora Olivo
Asesor Externo

Linares, Nuevo León, México

Junio 2018

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctorado en Ciencias con Orientación en Manejo de Recursos Naturales, donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

A handwritten signature in black ink, consisting of several fluid, connected strokes. The signature is written in a cursive style and is positioned above the printed name.

*Cuauhtémoc Méndez Osorio
Junio 2018*

DEDICATORIA

A Lupita Vélez, la compañera de mi vida, por su apoyo, paciencia, amor y dedicación para impulsarme a seguir adelante.

A mis padres Hugo Méndez y Magdalena Osorio, por sus consejos, el respaldo y la confianza en toda empresa.

A Diego, el motor de mis esfuerzos y la alegría de mi existir

Por su cariño y comprensión, para hacer este proyecto realidad y formar esta increíble familia.

Muchas gracias.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca para realizar los estudios de doctorado

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

Al Departamento de Silvicultura y Manejo Forestal de la Facultad de Ciencias Forestales por el apoyo y colaboración en el proceso formativo de la presente.

Al comité de tesis, que aportó su tiempo y conocimiento en cada etapa, así como su confianza y empeño en la realización del proyecto doctoral.

En especial un agradecimiento amplio y sincero a quien fue pilar fundamental en la construcción de la presente tesis, el Dr. Eduardo Alanís Rodríguez, quien con su conocimiento, guía académica y amistad, alentó, respaldó y dio su voto de confianza, en los momentos más difíciles del complicado proceso social, técnico, científico y personal, involucrado a lo largo de cada etapa de esta tesis.

Al Dr. Javier Jiménez por su apoyo y comprensión durante mi formación doctoral y todo el proceso constructivo de la tesis.

Al Dr. Oscar A. Aguirre Calderón por sus comentarios, sugerencias y confianza en el proceso formativo doctoral.

Al Dr. Eduardo J. Treviño Garza por sus recomendaciones y comentarios que sin duda contribuyeron a la culminación de la tesis

Al Dr. Enrique Jurado por su consideración y confianza al brindarme posibilidades y oportunidades para enriquecer mi proceso formativo dentro del doctorado

Al Dr. Eduardo Estrada por sus palabras de aliento y buenos augurios al compartir sus experiencias personales en el ámbito científico y laboral.

A mi colega y amigo el M.C. Carlos A. Mora Donjuán por su colaboración dedicada y comprometida en la elaboración del manuscrito, su apoyo incondicional y participación como coautor, robusteció y enriqueció los contenidos que hoy se presentan.

A Mike Pequeño, por su solidaridad y compañerismo en el doctorado, así como sus aportaciones en la elaboración del manuscrito y su apoyo continuo.

A todos los actores locales que participaron en la realización del presente estudio, brindando el acceso a los sitios de muestreo, así como las condiciones de seguridad necesarias durante mis estancias en la Sierra del estado de Guerrero.

En especial a mi esposa Lupita por su paciencia y ánimo en cada momento, y por darme su apoyo incondicional

A mis padres que han sido impulsores de mi formación académica y formación personal

A todo el personal administrativo que me asistió en todos os tramites durante el doctorado

Para todas las personas antes mencionadas y para aquellas que contribuyeron de una u otra forma a mi desarrollo profesional, expreso un sincero agradecimiento.

Contenido

I.- Introducción General	7
II.- Análisis de la regeneración post-incendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México.....	19
III.- Evaluación de la estructura y diversidad en un bosque de pino-encino post-perturbaciones en la Sierra Madre del Sur, México	34
IV.- Fitodiversidad y estructura de un bosque de <i>Pinus-Quercus</i> en la Sierra Madre del Sur, México	57
V.- Conclusiones Generales	77
VI.- Literatura Citada.....	78

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN GENERAL

I.- Introducción General

Los bosques contribuyen a la provisión de bienes y servicios ambientales, como la conservación de la biodiversidad, captura de carbono, regulación del ciclo hidrológico y el clima (Seppelt *et al.*, 2011). Después de las selvas, los bosques de pino-encino son uno de los ecosistemas con más diversidad en el mundo, se extienden desde el suroeste de Estados Unidos de América hasta Nicaragua, encontrándose de igual forma en México, Guatemala, El Salvador, Honduras y en la República de Cuba (Mora y Alanís, 2016).

De acuerdo con Flores *et al.* (1971), los bosques de coníferas ocupan cerca del 15% del territorio de México y más de 90 % de esta superficie corresponde a los de *Pinus* o *Pinus* y *Quercus*. Los bosques mezclados de pino-encino, con predominancia de una u otra especie, cubren una superficie potencial de más de 16 millones de hectáreas (INEGI, 2005).

Dentro de estos bosques, los árboles son los elementos más relevantes del ecosistema forestal (Del Río *et al.*, 2003), la estructura y la diversidad son, junto con la densidad, las principales características para la descripción cuantitativa de cualquier rodal de vegetación y la base para determinar sus índices de diversidad (Lähde *et al.*, 1999; Gadow *et al.*, 2007).

Magurran (2004) menciona que las medidas de riqueza, tienen un gran atractivo intuitivo y proporcionan una expresión comprensible e instantánea de la diversidad, que sumado a los valores de abundancia, dominancia y frecuencia, sirve para describir la relación de las especies y la estructura de la vegetación (Hernández *et al.*, 2013; Saravanan *et al.*, 2013), por lo que con frecuencia son utilizados en muchos estudios de vegetación, como los de Castellanos *et al.*, (2010), Alanís *et al.*, (2011) y Méndez *et al.*, (2014).

No obstante, esta estructura vegetal puede modificarse por diversas actividades humanas o naturales; como los incendios forestales (Alanís *et al.*, 2012; Hernández *et al.*, 2013). Fenómenos naturales que se presentan en muchos ecosistemas boscosos del mundo (Iniguez *et al.*, 2008), los cuales conforma un proceso vital y esencial para la dinámica de la sucesión ecológica y el mantenimiento de los componentes vegetales al interior del ecosistema (Rodríguez, 2008).

En diferentes estudios, se ha demostrado que los incendios forestales crean espacios abiertos que favorecen la germinación y rebrote de individuos de especies preexistentes o presentes en el banco de semillas del suelo (Calvo *et al.*, 2008; Weiguo *et al.*, 2008; Vidal y Reif, 2011), relacionándose con cambios en las características estructurales del bosque (Beaty y Taylor, 2008; Jardel *et al.*, 2009; Taylor, 2010; Méndez *et al.*, 2014;) y la dinámica de los ecosistemas (Alanís *et al.*, 2008; González *et al.*, 2008; Xelhuantzi *et al.*, 2011).

Históricamente, se ha observado que una de las causas más frecuentes del fuego han sido fenómenos naturales como tormentas eléctricas (Villarreal y Yool, 2008). Sin embargo, actualmente las quemadas inducidas por factores antropogénicos, principalmente de tipo agrícola, silvícola y pecuario, han ocasionado un aumento en la recurrencia de incendios forestales de gran magnitud (González, 2005; González *et al.*, 2007; Woods *et al.*, 2007; Drury y Veblen, 2008; Ávila-Flores *et al.*, 2010).

Este incremento en la frecuencia de incendios forestales modifican innumerables procesos naturales en los ecosistemas, desencadena múltiples consecuencias como la disminución de la vegetación y el inicio de procesos erosivos, que conllevan a la pérdida de suelo y exportación de sedimentos (Martínez y Rodríguez, 2003; Woods *et al.*, 2007; Ávila-Flores *et al.*, 2010;).

En la Sierra Madre del Sur, al igual que en las Sierras Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América (EUA), los incendios forestales son fenómenos ampliamente distribuidos en las áreas boscosas (Rodríguez-Trejo y Fulé., 2003; González *et al.*, 2007; Drury y Veblen, 2008; Villarreal y Yool, 2008; Jiménez y Alanís, 2011) y un elemento determinante en el mantenimiento y evolución de los ecosistemas (Iniguez *et al.*, 2008).

En México, se ha registrado un incremento en la cantidad, frecuencia y magnitud de incendios forestales (Martínez y Rodríguez, 2008; Rodríguez y Myers, 2010; Jiménez y Alanís, 2011; Rubio *et al.*, 2016) originados por causas antropogénicas considerándose uno de los factores de perturbación ecológica y transformación del paisaje de los ecosistemas terrestres, influyendo en la composición, estructura, funcionamiento, dinámica de los ecosistemas forestales y contribuyendo al cambio climático (Chávez *et al.*, 2016).

Estos disturbios claramente se han asociado al incremento de actividades agrícolas, silvícolas, pecuarias (CONAFOR 2013) y en algunos casos a la apertura de parcelas para el cultivo de enervantes dentro del bosque (Luna y Llorente, 1993); esta última actividad ha limitado los estudios ecológicos sobre las dinámicas ambientales como la regeneración vegetal y los cambios estructurales del bosque (Rodríguez y Myers, 2010; Jiménez y Alanís, 2011). Condición por lo cual en algunas regiones los estudios ecológicos sobre el efecto del fuego en las especies vegetales son pocos (Martínez y Rodríguez, 2008; Rodríguez y Myers, 2010; Jiménez y Alanís, 2011) resultando necesario estudiar las consecuencias de este fenómeno que modifica los procesos naturales, (González *et al.*, 2007; Ávila-Flores *et al.*, 2010; Alanís *et al.*, 2011) altera la estructura y disminuye la estabilidad del ambiente (Fulé y Covington, 1994; Fulé y Covington, 1997; Jiménez y Alanís, 2011).

Referencias

- Alanís E.; J. Jiménez, D. Espinoza; E. Jurado; O.A. Aguirre, M.A. González. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista Chapingo Serie Forestales y del Ambiente*, 14(2): 113–118.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; Pando, M.; Aguirre O.; Treviño, E.J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(1):31-39.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; González, M.A.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J. (2012). Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83(4): 1208-1214. DOI: 10.7550/rmb.29708 .
- Ávila-Flores, D.; Pompa-García, M.; Antonio-Nemiga, X.; Rodríguez-Trejo, D. A; Vargas-Pérez, E.; Santillán-Pérez, J. (2010). Driving factors for forest fire occurrence in Durango State of Mexico: A geospatial perspective. *Chinese Geographical Science* 20(6):491-497.
- Beaty, R. M.; Taylor A. H. (2008). Fire history and the structure and dynamics of a mixed conifer forest landscape in the northern Sierra Nevada, Lake Tahoe Basin, California, USA. *Forest Ecology and Management*, 255:707–719. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.044

- Calvo, L.; Santalla, S.; Valbuena, L.; Marcos, E.; Tárrega, R.; Luis-Calabuig, E. (2008). Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology* 197:81-90.
- Castellanos, J. F.; Treviño, E. J.; Aguirre, O. A.; Jiménez, J.; Velázquez, A. (2010). Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 1(2):29-52.
- Chávez, A.; Xelzuantzi, J.; Rubio, E. A.; Villanueva, J.; Flores, H.; De la Mora, C. (2016). Caracterización de cargas de combustibles forestales para el manejo de reservorio de carbono y la contribución al cambio climático. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 13(1):2589-2600.
- Comisión Nacional Forestal, CONAFOR. (2013). Programa Estratégico Forestal para México 2025. México, D.F. 2013. Obtenido de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/307Programa%20Estrat%C3%A9gico%20Forestal%202025.pdf>.
- Del Río, M.; Montes, F.; Cañellas, I.; Montero, G.; (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistemas de Recursos Forestales*, 12 (1), 159-176. doi:10.5424/795.
- Drury, S. A.; T. T. Veblen. (2008). Spatial and temporal variability in fire occurrence within the Las Bayas Forestry Reserve, Durango, Mexico. *Plant Ecology* 197:299-316.

Flores, M.; Jiménez, J.; Madrigal, X.; Moncayo, F.; Takaki, F. (1971). Memoria del mapa de tipos de vegetación de la República Mexicana. Secretaría de Recursos Hidráulicos, México, DF. 59 pp.

Fulé, P. Z.; W. W. Covington. (1994). Fire regime disruption and pine–oak forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *Restoration Ecology* 2:261–272.

Fulé P. Z.; W. W. Covington, (1997). Fire regimens and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Acta Botánica Mexicana* 41:43-79.

Gadow, K. V.; Sánchez, O. S.; Álvarez, J.G. (2007). *Estructura y Crecimiento del Bosque*. Universidad de Göttingen, Alemania. 287 pp.

González M. A. (2005). *Fire History and Natural Succession after Forest Fires in Pine-Oak Forest, an Investigation in the Ecological Park “Chipinque”, Northeast Mexico*. Sierke. Gotinga, Alemania. 92 pp.

González, M. A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Himmelsbach, W. (2007). Reconstrucción del historial de incendios forestales y estructura forestal en bosques mixtos de pino en la Sierra Madre Oriental. *Maderas y Bosques* 13(2):51-63.

González M. A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico.

Forest Ecology and Management. 256: 161–167. doi:
10.1016/j.foreco.2008.04.021.

Hernández, J.; Aguirre, O.; Alanís, E.; Jiménez, J.; González, M. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19 (3), 189-199.

INEGI, Censo de Población y Vivienda, (2005).

Iniguez, J. M.; Swetnam, T. W.; Yool, S. R. (2008). Topography affected landscape fire history patterns in southern Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 256:295-303.

Jardel, E. J.; Alvarado E.; Morfín, J. E.; Castillo, F.; Flores, F. G. (2009). Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México. En: Flores, J. G. (Coord.). Impacto ambiental de incendios forestales. Mundi Prensa México, México DF. Pp. 73–100. http://148.202.114.23/derns/wp-content/files_flutter/13165309552009Jardeletal_RegFuegoMex.pdf.

Jiménez, J, E. Alanís. (2011). Análisis de la frecuencia de los incendios forestales en la Sierra Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América. *Ciencia UANL* 14:255–263.

Lähde, E.; Laiho, O.; Norokorpi, Y.; Saksa, T. (1999). Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology and Management* 115(2): 213-220.

Luna I.; J Llorente. (1993). *Historia Natural del Parque Ecológico Estatal Omiltemi, Chilpancingo, Guerrero, México*. CONABIO-UNAM. México, D.F. No. SB 484. M6. H57.

Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford. 256 p.

Margalef R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 9:5–27.

Martínez, R.; D. A. Rodríguez. (2003). Los incendios forestales en México y América Central. *Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales: Una visión global*. 767-779.

Martínez, H. C.; D. A. Rodríguez. (2008). Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia*, 33:337–344.

Méndez, C.; Alanís, E.; Jiménez, J.; Aguirre, O. A.; Treviño, E. J. (2014). Análisis de la regeneración postincendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. *Ciencia UANL*, 17(69): 63-70.

Mora, C. A.; Alanís, E. (2016). Resiliencia de bosques de pino-encino en América: Una visión global del estado actual. *Revista Forestal Mesoamericana KURÚ*. 13(36): 1-2.

Rodríguez-Trejo, D. A.; P. Z. Fulé. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.

Rodríguez, D. A. (2008). Fire Regimes, Fire Ecology, and Fire Management in Mexico. *A Journal of the Human Environment*, 37(7):548–556. doi: <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-37.7.548>.

Rodríguez-Trejo, D. A.; R. L. Myers. (2010). Using oak characteristics to guide fire regime restoration in Mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration* 28:304-323.

Rubio, E. A.; González, M. A.; Benavides, J. D.; Chávez, A. A.; Xelhuantzi, J. (2016). Relación entre necromasa, composición de especies leñosas y posibles implicaciones del cambio climático en bosques templados. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 13(1):2601-2614.

Saravanan, S.; Ravichandran, K.; Balasubramanian, A.; Paneerselvam, K. (2013). Structure and floristic composition of tree diversity in Andaman tropical evergreen forest of middle Andaman, India. *Indian Journal of Forestry*, 36 (2), 167-171.

Semarnat-(2010). Diario Oficial de la Federación (DOF), jueves 30 de diciembre de 2010.

- Seppelt, R.; Dormann, C. F.; Eppink, F. V.; Lautenbach, S.; Schmidt, J. S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48:630-636.
- Taylor, A. H. (2010). Fire disturbance and forest structure in an old-growth *Pinus ponderosa* forest, southern Cascades, USA. *Journal of Vegetation Science*, 21(3):561–572. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01164.x.
- Vidal, O. J.; A. Reif. (2011). Effect of a tourist-ignited wildfire on *Nothofagus pumilio* forests at Torres del Paine biosphere reserve, Chile (Southern Patagonia). *Bosque* 32:64-67.
- Villarreal, M. L.; S. R. Yool. (2008). Analysis of fire-related vegetation patterns in the Huachuca Mountains, Arizona, USA, and Sierra los Ajos, Sonora, Mexico. *Fire Ecology* 4(1):14-33.
- Weiguo, S.; Sha, C.; Guangqi, L.; (2008). Dynamics of leaf area index and canopy openness of three forest types in a warm temperate zone. *Frontiers of Forestry in China* 3:416-421.
- Woods, S. W.; Birkas, A.; Ahl, R. (2007). Spatial variability of soil hydrophobicity after wildfires in Montana and Colorado. *Geomorphology* 86:465-479.
- Xelhuantzi, J. G.; Flores, A.; Chávez, A. (2011). Análisis comparativo de carga de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 2(3):37-52.

Objetivo de la Tesis

El objetivo de la presente investigación fue analizar áreas regeneradas en bosques templados (incendiados) del sur de México, bajo diferentes condiciones (Fumigada, Reforestada, Regenerada), en las que se evaluaron los indicadores ecológicos de densidad (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), e índice de valor de importancia (IVI); también se estimó la riqueza de especies, la diversidad alfa y se analizó la relación densidad - clases diamétricas de la comunidad arbórea

CAPÍTULO II.

ANÁLISIS DE LA REGENERACIÓN POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO DE LA SIERRA DE GUERRERO, MÉXICO

Publicado Como: Cuauhtémoc Méndez Osorio, Eduardo Alanís Rodríguez, Javier Jiménez Pérez, Óscar Alberto Aguirre Calderón, Eduardo Javier Treviño Garza.
Revista Ciencia UANL.

II.- Análisis de la regeneración post-incendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México

Resumen

El presente estudio analiza la regeneración de comunidades vegetales arbóreas post-incendio en una comunidad de pino-encino en la Sierra de Guerrero (S México). Se evaluó la restauración pasiva del ecosistema impactado por el fuego después de siete años del disturbio. Se registró una densidad arbórea de 384 individuos/ha, distribuidas en cinco especies, cinco géneros y cuatro familias. En la comunidad vegetal existe un marcado decremento en la densidad del arbolado al aumentar el diámetro, y la altura. De acuerdo a la densidad y a los de índices riqueza y diversidad la comunidad evaluada se encuentra en un estado de regeneración activo.

Palabras clave: Restauración, Diversidad, Enervantes, Incendios, México.

Abstract

The present study examines the effect of forest fires in the plant community of a pine-oak forest in the Highlands of Guerrero (S Mexico). Passive restoration was evaluated ecosystem impacted by fire seven years after the disturbance. There was a tree density of 384 individuals / ha, distributed in five species, five genera and four families. In the plant community there is a marked decrease in tree density with increasing diameter and height. According to the density and richness and diversity index evaluated community is in a state of active regeneration

Keywords: Restoration, Diversity, Narcotics, Fire, México.

Introducción

El fuego es un factor natural en muchos ecosistemas boscosos del mundo (Iniguez *et al.*, 2008) y conforma un proceso vital y esencial para la dinámica de la sucesión ecológica y el mantenimiento de los componentes vegetales al interior del ecosistema (Rodríguez, 2008). Después del fuego se crean espacios abiertos que favorecen la germinación y rebrote de individuos de especies pre-existentes o presentes en el banco de semillas del suelo (Calvo *et al.*, 2008; Weiguo *et al.*, 2008; Vidal y Reif, 2011).

En la Sierra Madre del Sur, al igual que en las Sierras Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América (EUA), los incendios forestales son un fenómeno ampliamente distribuido en áreas boscosas (Villarreal y Yool, 2008; González *et al.*, 2007; Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; Drury yVeblen, 2008; Jiménez y Alanís, 2011) y un elemento determinante en el mantenimiento y evolución de los ecosistemas (Iniguez *et al.*, 2008).

Históricamente se ha observado que fenómenos naturales como las tormentas eléctricas son una de las causas más frecuentes del fuego (Villarreal y Yool, 2008). Sin embargo, actualmente las quemadas inducidas por factores antropogénicos, principalmente de tipo agrícola, silvícola y pecuario entre otras, han ocasionado un aumento en la recurrencia de incendios forestales de gran magnitud (González *et al.*, 2007; Drury yVeblen, 2008; González, 2005; Woods *et al.*, 2007; Ávila-Flores *et al.*, 2010).

El incremento de la frecuencia de incendios forestales en los ecosistemas desencadenan múltiples consecuencias, destacando la disminución de la vegetación y el inicio de procesos erosivos, que conllevan a la pérdida de suelo

y exportación de sedimentos, modificando así innumerables procesos naturales (Woods *et al.*, 2007; Martínez y Rodríguez, 2003).

No obstante los estudios ecológicos sobre el efecto del fuego en las especies vegetales son pocos (Jiménez y Alanís, 2011; Martínez y Rodríguez, 2008; Rodríguez-Trejo y Myers, 2010), por lo que resulta importante estudiar las consecuencias de un fenómeno que modifica los procesos naturales (González *et al.*, 2007; Ávila-Flores *et al.*, 2010; Alanís *et al.*, 2011), altera la estructura y disminuye la estabilidad del ambiente (Woods *et al.*, 2007; Fulé y Covington, 1994; Fulé y Covington, 1997).

Con este planteamiento, los objetivos de la presente investigación fueron: 1) evaluar los indicadores ecológicos de densidad (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), e índice de valor de importancia (IVI), 2) estimar la riqueza de especies, 3) cuantificar la diversidad alfa y 4) analizar la relación densidad - clases diamétricas de la comunidad arbórea. La investigación generará información cuantitativa que servirá de base para la planeación de estrategias y toma de decisiones sobre los elementos ecológicos y la gestión de los recursos naturales en bosques templados incendiados del sur de México.

Materiales Y Métodos

Área de estudio

La investigación se desarrolló en el municipio de Chilpancingo, Guerrero (Sur de México) dentro de la Sierra del estado de Guerrero, a una altitud de 2000 msnm. En el área se desarrollan bosques mixtos de *Pinus-Quercus*. En el área se encuentra un alto endemismo, riqueza biológica y presencia de especies de distribución restringida como anfibios, reptiles y flora del bosque mesofilo de montaña (Luna y Llorente, 1993).

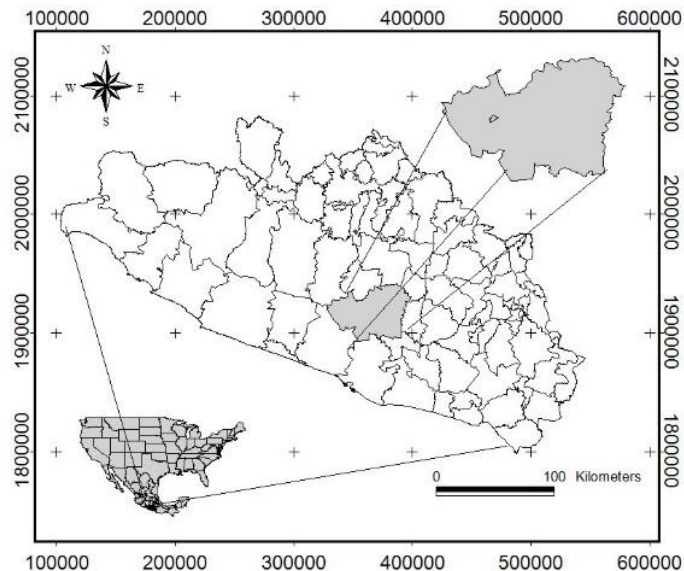


Fig. 1. Localización del área de estudio en la sierra de Chilpancingo, Guerrero.

Análisis de la vegetación

Para analizar la regeneración arbórea, se identificaron áreas de bosque de pino-encino, con antecedentes de incendio causado por fuego fugitivo proveniente de zonas adjuntas, utilizada para el cultivo de estupefacientes. El área seleccionada se incendió accidentalmente durante el año 2005, consumiendo todo tipo de vegetación y fue abandonada sin uso ni acciones de restauración

Durante el segundo semestre del año 2012, (siete años después) se establecieron cinco sitios circulares de muestreo de 1000 m² (17.84 m de radio) cada uno distribuidos aleatoriamente. Los sitios se establecieron en un área con características fisiográficas similares (2000 msnm, entre 25 y 40% de pendiente y exposición NE).

En los sitios de muestreo se realizó un censo de todas las especies arbóreas, donde se les registraron las variables de altura (≥ 30 cm), diámetro ($d_{0,10}$) y el área de copa, la cual se obtuvo utilizando una cinta métrica midiendo el espacio ocupado por la copa en sentido norte-sur y este oeste. La medición del diámetro

se efectuó a 10 cm sobre la base del suelo ya que eran individuos regenerados de porte bajo (Alanís *et al.*, 2012).

Análisis de la información

Para evaluar el papel relativo de las especies en el ecosistema regenerado se utilizaron los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia²². Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$A_i = N_i / S$$

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \right) * 100$$

donde A_i es la abundancia absoluta AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo (ha).

La dominancia relativa se evaluó mediante:

$$D_i = Ab_i / S(ha)$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1}^n D_i} \right) * 100$$

donde D_i es la dominancia absoluta, DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, Ab el área de copa de la especie i y S la superficie (ha). La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$F_i = P_i / NS$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum_{i=1}^n F_i} \right) * 100$$

Donde F_i es la frecuencia absoluta FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total, P_i es el número de sitios en la que está presente

la especie i y NS el número total de sitios de muestreo. El índice de valor de importancia (IVI) se define como:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

La diversidad α se estimó con el índice de Margalef (D_{Mg}), basado en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica) y el índice de Shannon y Wiener (H') (1948), basado en la estructura de la comunidad, es decir, la distribución proporcional de la abundancia relativa de cada especies. Las ecuaciones empleadas fueron (Moreno, 2001):

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

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

$$p_i = n_i/N$$

Donde S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos, n_i es el número de individuos de la especie i y \ln es logaritmo natural.

La estructura vertical del área de estudio, se determinó con el índice de Pretzsch, (1996); el cual requiere definir tres pisos altitudinales en la población: piso 1 de 80% a 100% de la altura máxima de la comunidad arbórea; piso 2 de 50% a 80% y piso 3 de 0 a 50%. El índice genera un valor de cero hasta un valor máximo. El valor cero significa que la comunidad arbórea está representada por una sola especie y formada por un solo piso; el valor máximo se obtiene cuando el total de las especies ocurran en igual distribución en los tres pisos.

El índice se obtuvo con la siguiente formula:

$$A = -\sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln(p_{ij})$$

$$A_{\max} = \ln(S * Z)$$

donde A es el Índice vertical, S es el número de especies presentes, Z : número de pisos de altura, p_{ij} : proporción de especies en los pisos de altura $p_{ij} = N_{ij}/N$, N_{ij} : número de individuos de la especie (i) en el piso (j) y N : número total de individuos. La estructura horizontal de las especies se evaluó con base en el número de árboles por hectárea.

Resultados

Densidad y clases diamétricas

El área de estudio presentó una densidad de 384 individuos por hectárea y de acuerdo a las clases diamétricas registradas, la línea de tendencia exponencial indica que existe un decremento en la densidad de individuos conforme aumenta el diámetro de los mismos, siendo la clase diamétrica $< 1\text{cm}$ la que presentó el mayor número de individuos por hectárea con 93 (N/ha). (figura 2) y más del 50% perteneciente a una sola especie.

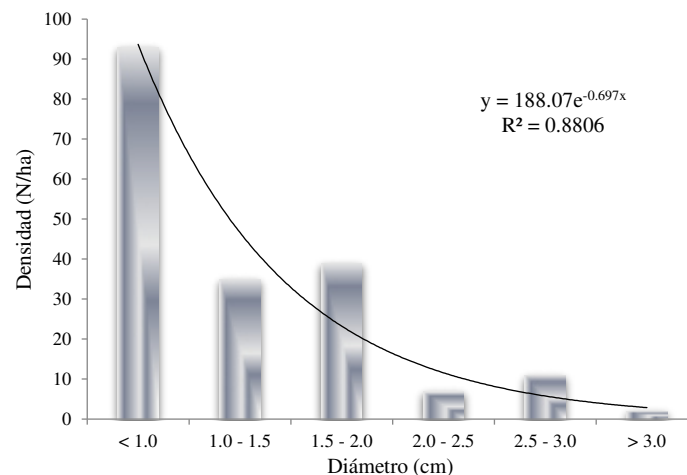


Figura 2. Relación densidad - clases diamétricas.

Lo anterior indica que existe un estado de regeneración activo, en el cual se encuentran presentes gran cantidad de individuos de porte menor ($< 2\text{ cm}$). Esta tendencia exponencial negativa concuerda con otras investigaciones (Alanís *et al.*, 2011; Alanís *et al.*, 2012) en las que caracterizaron la regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del noreste de México.

El mayor número de individuos correspondió a la familia Pinaceae con el 52.6%. *Pinus radiata* presentó un valor de frecuencia relativa del 25% al igual que *Quercus glaucescens*. Sin embargo la segunda especie mostró una dominancia del 19% y *P. radiata* del 71.5% por lo que esta última imprime la fisonomía dominante de la comunidad (figura 3).

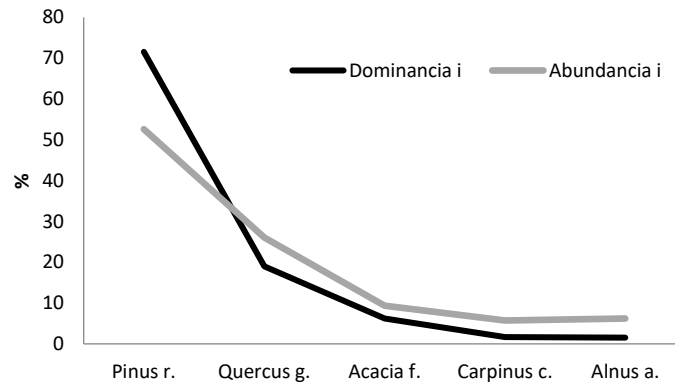


Figura 3. Dominancia y abundancia relativa de las especies

Con base en los resultados antes mencionados se obtuvo el valor de importancia relativo, resultando que las especies con mayor peso ecológico en esta comunidad de bosque de pino-encino, fueron *Pinus radiata* (49.72%) y *Quercus glaucescens* (23.36%) reuniendo conjuntamente el 73.08 %, por lo que se reconocen como los componentes estructurales y florísticos importantes en el ecosistema (tabla I).

Estructura de la vegetación

La distribución de las alturas de los individuos mostró diferencias, con una tendencia a disminuir hacia las clases mayores, principalmente a partir de la tercera clase de altura (1.1-1.5 m). Las especies representativas que tuvieron mayor proporción de árboles en esta clase de altura (1.1-1.5 m) fueron *Pinus radiata* y *Quercus glaucescens* (figura 4).

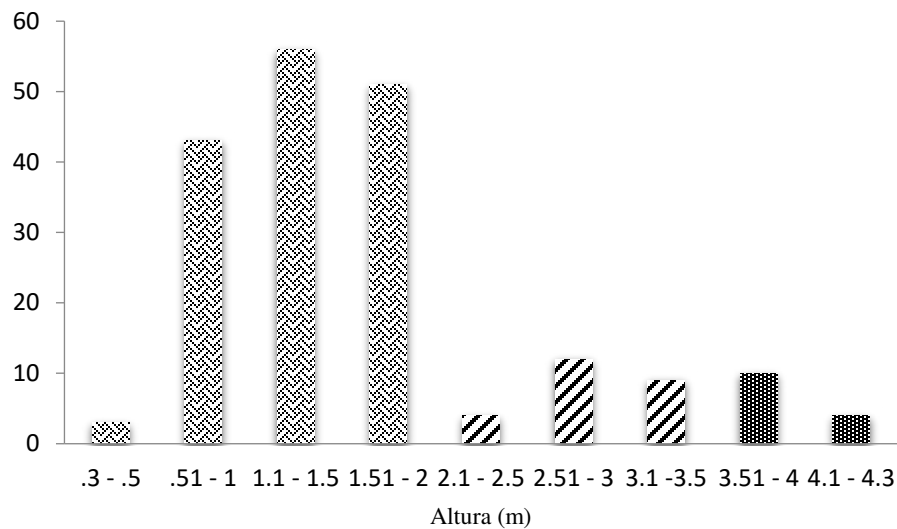


Figura 4. La trama en las columnas indica la ocurrencia de individuos en cada estrato arbóreo.

La diversidad estructural vertical de las especies se obtuvo con el Índice de Pretzsch, determinando tres estratos arbitrariamente, bajo (.30 - 2.15 m), medio (2.16 - 3.43 m) y alto (3.44 - 4.3 m). De los tres estratos la cobertura con la mayor ocurrencia de especies fue el bajo, con el 80% de los individuos (308), de los cuales *Pinus radiata* aportó el 45% (140 árboles).

En el caso del estrato medio se concentró el 11.5% del total de individuos, representado por tres especies: *Acacia farnesiana*, *Quercus glaucescens* y *P. radiata* (77%). Estas últimas dos especies, fueron las únicas presentes en el estrato alto y *P. radiata* aportó el 87.5% de todos los individuos. Los valores obtenidos para este índice son $A = -1.81$ y $A_{max} = 2.70$, lo que corrobora la existencia de un estrato dominante.

Riqueza y diversidad de especies

El área evaluada presentó 5 especies arbóreas, incluidas en 5 géneros y 4 familias de plantas vasculares. Las familias registradas fueron: Betulaceae; Fagaceae; Mimosaceae y Pinaceae.

La familia con mayor número de géneros fue Betulaceae con dos, aportando el 40% del total de los géneros encontrados en el sitio de estudio. Una de las especies (*Carpinus caroliniana*) se encuentra enlistada en la categoría de riesgo de la NOM-059 (SEMARNAT, 2010) como amenazada. (tabla II).

Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valor de
	N/ha	relativa	m ² /ha	relativa	Absoluta	relativa	Importancia
<i>Pinus radiata</i> D. Don	202	52.60	0.023	71.56	100	25	49.72
<i>Quercus glaucescens</i> Humb. et Bonpl.	100	26.04	0.006	19.03	100	25	23.36
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	36	9.38	0.002	6.18	80	20	11.85
<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schl.) Furlow	24	6.25	0.000	1.54	60	15	7.60
<i>Carpinus caroliniana</i> Walt.	22	5.73	0.001	1.69	60	15	7.47
Suma	384	100	0.032	100	400	100	100

De acuerdo al índice de Margalef, el área evaluada presentó una riqueza de especies de $D_{Mg} = 0.761$. El índice de diversidad de Shannon-Wiener arrojó un valor de $H' = 1.24$ y su complemento de equitatividad de $E = 0.77$.

Familia / especie	Nombre común	Usos	NOM.059 SEMARNAT 2010
Betulaceae			
<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schl.) Furlow	Aile	Leña	
<i>Carpinus caroliniana</i> Walt.	Mora	Leña	A
Fagaceae			
<i>Quercus glaucescens</i> Humb. et Bonpl.	Encino	Forraje	
Mimosaceae			
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Cercos	
Pinaceae			
<i>Pinus radiata</i> D. Don	Pino	Maderable	

Conclusiones

La presente investigación pone de manifiesto que la comunidad vegetal del bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México, presenta regeneración natural después de siete años de haber sufrido incendios. Esta comunidad está conformada principalmente por *Pinus radiata* y *Quercus glaucescens*.

De acuerdo a la densidad y altura del arbolado, la comunidad vegetal se encuentra en un estado de regeneración activo, con una alta presencia de individuos de dimensiones diamétricas menores y una baja densidad de individuos de tallas mayores. Los índices de riqueza y diversidad indican que la comunidad evaluada es poco diversa.

Referencias

- Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; Pando, M.; Aguirre O.; Treviño, E.J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(1):31-39.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; González, M.A.; Aguirre O.; Treviño, E.J. (2012). Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a alta recurrencia de incendios en el Noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Aceptado.
- Ávila-Flores, D, Pompa-García, M; Antonio-Nemiga, X; Rodríguez-Trejo, D. A; Vargas-Pérez, E; Santillán-Pérez, J. (2010). Driving factors for forest fire occurrence in Durango State of Mexico: A geospatial perspective. *Chinese Geographical Science* 20(6):491-497.

- Calvo, L., Santalla, S., Valbuena L., Marcos, E., Tárrega R. y Luis-Calabuig, E. (2008). Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology* 197:81-90.
- Drury, S.A. y T.T. Veblen. (2008). Spatial and temporal variability in fire occurrence within the Las Bayas Forestry Reserve, Durango, Mexico. *Plant Ecology* 197:299-316
- Fulé, P. Z., y W. W. Covington. (1994). Fire regime disruption and pine–oak forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *Restoration Ecology* 2:261–272.
- Fulé P. Z. y W. W. Covington, (1997). Fire regimens and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Acta Botánica Mexicana* 41:43-79.
- González M. A. (2005). *Fire History and Natural Succession after Forest Fires in Pine-Oak Forest, an Investigation in the Ecological Park “Chipinque”, Northeast Mexico*. Sierke. Gotinga, Alemania. 92 pp.
- González, M. A., Schwendenmann, L., Jiménez, J., Himmelsbach, W. (2007). Reconstrucción del historial de incendios forestales y estructura forestal en bosques mixtos de pino en la Sierra Madre Oriental. *Maderas y Bosques* 13(2):51-63.
- Iniguez, J.M.; Swetnam, T.W., Yool, S.R. (2008). Topography affected landscape fire history patterns in southern Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 256:295-303

- Jiménez, J. y E. Alanís. (2011). Análisis de la frecuencia de los incendios forestales en la sierra Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América. *Ciencia UANL* 14:255-263.
- Luna, I. y J. Llorente, (1993). *Historia Natural del Parque Ecológico Estatal Omiltemi, Chilpancingo, Guerrero, México*. CONABIO-UNAM. México, D.F.
- Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford. 256 p.
- Martínez, R. y D. A. Rodríguez. (2003). Los incendios forestales en México y América Central. Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales: Una visión global. 767-779.
- Martínez, H. C. y D. A. Rodríguez. (2008). Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia* 33:337- 344
- Moreno C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. Manual y Tesis SEA*. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83pp.
- Pretzsch H., (1996). Strukturvielfalt als Ergebnis wald-baulichen Handelns. Allg. Forst.-u. J.-Ztg. 167(11), 213-221
- Rodríguez-Trejo D. A. y P. Z. Fulé. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.

Rodríguez, D.A. (2008). Fire Regimes, Fire Ecology, and Fire Management in Mexico. *A Journal of the Human Environment* 37(7):548-556.

Rodríguez-Trejo, D. A. y R. L. Myers. (2010). Using oak characteristics to guide fire regime restoration in Mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration* 28:304-323.

SEMARNAT (2010). Diario Oficial de la Federación (DOF), jueves 30 de diciembre de 2010.

Vidal, O. J. y A. Reif. (2011). Effect of a tourist-ignited wildfire on *Nothofagus pumilio* forests at Torres del Paine biosphere reserve, Chile (Southern Patagonia). *Bosque* 32:64-67.

Villarreal, M.L. y S. R. Yool, (2008). Analysis of fire-related vegetation patterns in the Huachuca Mountains, Arizona, USA, and Sierra los Ajos, Sonora, Mexico. *Fire Ecology* 4(1):14-33.

Weiguo, S., Sha, C., Guangqi L. (2008). Dynamics of leaf area index and canopy openness of three forest types in a warm temperate zone. *Frontiers of Forestry in China* 3:416-421.

Woods, S. W., Birkas, A., Ahl, R. (2007). Spatial variability of soil hydrophobicity after wildfires in Montana and Colorado. *Geomorphology* 86:465-479.

CAPÍTULO III.

EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO POST-PERTURBACIONES EN LA SIERRA MADRE DEL SUR, MÉXICO

Enviado como: Cuauhtémoc Méndez Osorio., Carlos A. Mora d., Eduardo Alanís Rodríguez., Ernesto A. Rubio, Javier Jiménez Pérez, Oscar A. Aguirre Calderón, Eduardo J. Treviño Garza. Revista Mexicana de Biodiversidad

III.- Evaluación de la estructura y diversidad en un bosque de pino-encino post-perturbaciones en la Sierra Madre del Sur, México

Resumen

Los incendios forestales son considerados factores de cambio y transformación del paisaje de los ecosistemas. En México se ha registrado un incremento en la cantidad, frecuencia y magnitud, influyendo en la composición, estructura, funcionamiento, dinámica de los ecosistemas forestales. En la Sierra Madre del Sur estos disturbios se han asociado a actividades agrícolas, silvícolas y pecuarias. El objetivo es analizar tres áreas postincendio con diferentes condiciones (fumigada, reforestada, regenerada) y una comunidad madura; estimar la riqueza y diversidad de las especies arbóreas (≥ 10 cm), evaluar los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia e IVI. Se registraron 11 familias, 12 géneros y 14 especies. Las especies con mayor IVI fueron *W. urens* en el área fumigada (55.2 %); *P. radiata* en el área de regeneración (44.7 %); *P. douglasiana* en el área reforestada (37.3 %) y *P. radiata* en el bosque maduro (40.6 %). El área reforestada presentó el más alto valor para el índice de Margalef e índice de Shannon con 1.16 y 1.46 respectivamente. La clase diamétrica que mayor número de individuos agrupó fue la categoría <5 en todas las condiciones evaluadas. La condición fumigada resultó ser la más afectada en diversidad, estructura y composición florística.

Palabras clave: Indicadores ecológicos, Incendios Forestales, Regeneración Natural, Bosque Templado.

Introducción

La estructura y la diversidad son, junto con la densidad, las principales características de las comunidades vegetales. La estructura de un bosque hace referencia a la distribución de las principales características arbóreas en el espacio, teniendo especial importancia la distribución de las diferentes especies y la distribución de las mismas por clases de dimensión (Gadow *et al.*, 2007). Esta estructura vegetal puede modificarse por diversas actividades humanas o naturales, como los incendios forestales (Alanís *et al.*, 2012; Hernández *et al.*, 2013).

Los incendios forestales originados por causas naturales o antropogénicas son considerados como uno de los factores de perturbación ecológica y transformación del paisaje de los ecosistemas terrestres (Jardel *et al.*, 2009).

En México se ha registrado un incremento en la cantidad, frecuencia y magnitud (Martínez y Rodríguez, 2008; Rodríguez y Myers, 2010; Jiménez y Alanís, 2011; Rubio *et al.*, 2016). Influyen en la composición, estructura, funcionamiento, dinámica de los ecosistemas forestales y contribuyen al cambio climático (Chávez *et al.*, 2016).

Los efectos se han relacionado con cambios en las características estructurales del bosque (Beaty y Taylor, 2008; Jardel *et al.*, 2009; Taylor, 2010; Méndez *et al.*, 2014;) y la dinámica de los ecosistemas (Alanís *et al.*, 2008; González *et al.*, 2008; Xelhuantzi *et al.* 2011).

En la Sierra Madre del Sur de México estos disturbios se han asociado al incremento de actividades agrícolas, silvícolas, pecuarias (CONAFOR 2013) y en

algunos casos a la apertura de parcelas para el cultivo de enervantes dentro del bosque (Luna y Llorente, 1993); esta última actividad ha limitado los estudios ecológicos sobre las dinámicas ambientales como la regeneración vegetal y los cambios estructurales del bosque en toda región (Rodríguez y Myers, 2010; Jiménez y Alanís, 2011).

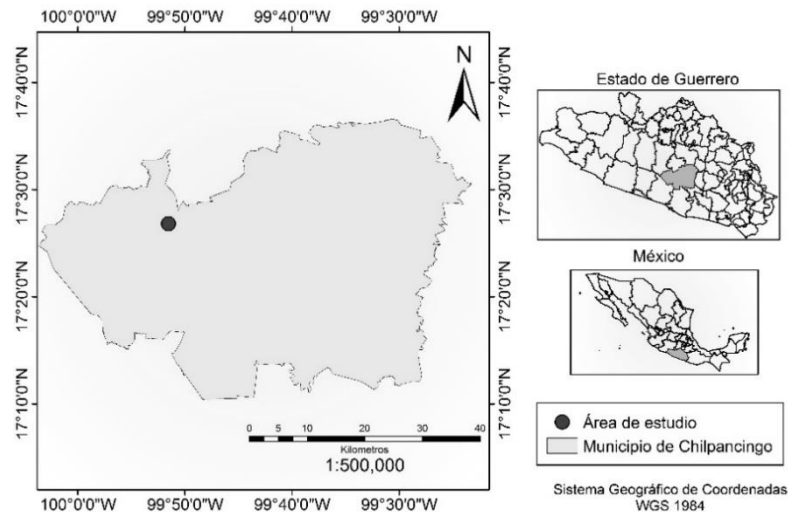
En este sentido, la presente investigación tiene el objetivo de analizar tres áreas regeneradas postincendio con diferentes condiciones (Fumigada, Reforestada, Regenerada) y una comunidad madura; con el objetivo de, 1) estimar la riqueza y diversidad alfa de las especies arbóreas (≥ 10 cm) mediante el índice de Margalef e índice de Shannon-Weiner, 2) evaluar los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia.

Debido a las escasas investigaciones que se ha realizado en la Sierra Madre del Sur en su porción Guerrero, este escrito aportará bases para generar estrategias de restauración de acuerdo al tipo, origen e intensidad de la perturbación, además nos dará elementos para conocer el nivel de resiliencia de estos bosques.

Materiales y Métodos

El estudio se desarrolló en la Sierra Madre del Sur en el municipio de Chilpancingo, Guerrero (Sur de México) (figura 1). En el área se desarrollan bosques mixtos de *Pinus-Quercus* y se encuentra un alto endemismo, riqueza biológica y presencia de especies de distribución restringida (Luna y Llorente, 1993).

Municipio Chilpancingo, Guerrero



El área de estudio comprende cuatro áreas con diferente historial pero con características fisiográficas similares (altitud, pendiente y exposición). La primera área denominada Bosque Maduro, presenta una comunidad vegetal madura. Las tres áreas restantes presentan condiciones con diferentes perturbaciones, pero derivan de un origen común, incendios forestales.

Dos de las áreas de estudio se incendiaron en el año 2005, posterior al incendio una área regeneró naturalmente, mientras que la segunda fue reforestada con *Pinus douglasiana* Martínez durante el mismo año; la tercera condición fue incendiada en el año 2004 y fumigada a finales del año 2005. La fumigación consistió en la aplicación de un herbicida concentrado Dicloruro de 1,1'-dimetil-4,4'-bipiridilo, un viológeno; es usado como un herbicida cuaternario de amonio. Es un herbicida no selectivo de amplio espectro que actúa por contacto; es decir, no se trasloca sino que afecta al órgano verde cuya superficie resulta asperjada (Rao, 2015); el cual es aplicado por rocío con helicópteros o avionetas.

Se establecieron 20 parcelas circulares de 1000 m² cada una, cinco por condición. Se realizó un censo de todas las especies arbóreas, registrando mediciones dendrométricas de altura total (*h*), diámetro normal (DAP) y diámetro de copa. Por especie se determinó abundancia, dominancia (cobertura), frecuencia e Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual se expresa en términos porcentuales en una escala de 0 a 100 (Magurran, 2004) (cuadro 1).

Cuadro 1.- Fórmulas utilizadas para determinar los índices de diversidad e indicadores ecológicos de las especies.

Fórmula	Donde:
$De = \frac{N_i}{S}$ $De_{rel} = \left(\frac{De}{\sum_{j=1} De} \right) * 100$	<ul style="list-style-type: none"> • <i>De</i> = densidad absoluta • <i>De_{rel}</i> = densidad relativa por especie • <i>N_i</i> = número de individuos de la especie <i>i</i> • <i>S</i> = superficie de muestreo (ha)
$Do = \frac{G_i}{S}$ $Do_{rel} = \left(\frac{Do}{\sum_{j=1} Do} \right) * 100$	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Do</i> = dominancia absoluta • <i>Do_{rel}</i> = dominancia relativa de la especie <i>i</i> respecto a la dominancia total • <i>G_i</i> = área basal de la especie <i>i</i> • <i>S</i> = superficie (ha).
$Fr = \frac{P_i}{NS}$ $Fr_{rel} = \left(\frac{Fr}{\sum_{j=1} Fr} \right) * 100$	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Fr</i> = frecuencia absoluta • <i>Fr_{rel}</i> = frecuencia relativa de la especie <i>i</i> respecto a la frecuencia total

	<ul style="list-style-type: none"> • P_i = número de sitios en los que está presente la especie i • NS = el número total de sitios de muestreo.
	<ul style="list-style-type: none"> • De_{rel} = densidad relativa por especie respecto a la densidad total • Do_{rel} = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total • Fr_{rel} = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total
$IVI = \frac{De_{rel} + Do_{rel} + Fr_{rel}}{3}$	
	<ul style="list-style-type: none"> • DMg = índice de Margalef • s = Número de especies presentes • ln = Logaritmo natural • N = número total de individuos
$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$	
	<ul style="list-style-type: none"> • H' = índice de Shannon-Weaver • S = número de especies presentes • N = número total de individuos • n_i = número de individuos de la especie i ln = logaritmo natural
$H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$ $p_i = n_i/N$	

Para comparar las variables de abundancia, dominancia, riqueza específica, índice de Margalef, e índice de Shannon entre las áreas evaluadas, se estimaron los valores promedios de los sitios de muestreo y se realizaron pruebas de normalidad con base al test de Shapiro-Wilks.

Para datos normales se utilizó un análisis de varianza y cuando resultaron diferentes significativamente, se utilizó la prueba de Bonferroni para identificar los sitios que fueron diferentes entre sí. Cuando los datos no presentaban una distribución normal se compararon con el test de Kruskal-Wallis, un test no paramétrico y la alternativa no paramétrica para la prueba de *t*, la prueba suma de rangos de Mann-Whitney-Wilcoxon (Zar, 2010), esta prueba trabaja con la mediana de la distribución.

Resultados

Se registraron 11 familias, 12 géneros y 14 especies, las familias más representativas fueron Betulaceae, Pinaceae y Fagaceae, con dos especies cada una (cuadro 2).

Cuadro 2. Nombre científico, nombre común, familia y usos de las especies registradas en el estudio. Las especies se presentan por orden alfabético.

*Especie introducida.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Usos
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Mimosaceae	Forraje
<i>Alnus acuminata</i> subsp. <i>arguta</i> (Schl.) Furlow	Aile	Betulaceae	Leña
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	Madroño	Ericaceae.	Medicinal
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L) Kunth.	Nanche	Malphygaceae	Comestible

<i>Carpinus caroliniana</i> Walt	Mora	Betulaceae	Leña
<i>Clethra mexicana</i> DC.	Mangli	Clethraceae	-
<i>Conostegia xalapensis</i> (Bonpl.)D.Don	Frutilla	Melastomatoceae	Comestible
<i>Curatella americana</i> L.	Rasca	Dilleneaceae	Forraje
<i>Indigofera palmeri</i> S. Wats.	Añil	Papilionidaea	-
* <i>Pinus douglasiana</i> Martínez	Pino	Pinaceae	Maderable
* <i>Pinus radiata</i> D. Don	Pino	Pinaceae	Maderable
<i>Quercus glaucescens</i> Humb.et Bonpl.	Encino	Fagaceae	Forraje
<i>Quercus uxoris</i> Mc Vaugh.	Teposcohuite	Fagaceae	Leña
<i>Wigandia urens</i> Ruiz y Pavón	Ortiga	Hydrophyllaceae	Medicinal

Indicadores ecológicos; abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI).

Abundancia relativa (*Ar*).

De las cuatro condiciones evaluadas la que registró el mayor número de individuos fue Bosque Maduro con 720 ind/ha, seguida de la Reforestada con 626 ind/ha, mientras que la condición con menor abundancia absoluta fue la Fumigada con apenas 122 ind/ha (fig. 2).

La abundancia relativa en la condición Fumigada estuvo representada por *Wigandia urens* con una *Ar* de 54.1%; el área de Regeneración el taxón *P. radiata* fue el más abundante con *Ar*=52.6 %; en la superficie Reforestada *P. douglasiana* fue la especie con mayor abundancia, registrando el 45.1 %; en la última condición (Bosque Maduro) *P. radiata* fue la especie más abundante del área (42.8 %) (Cuadro 3).

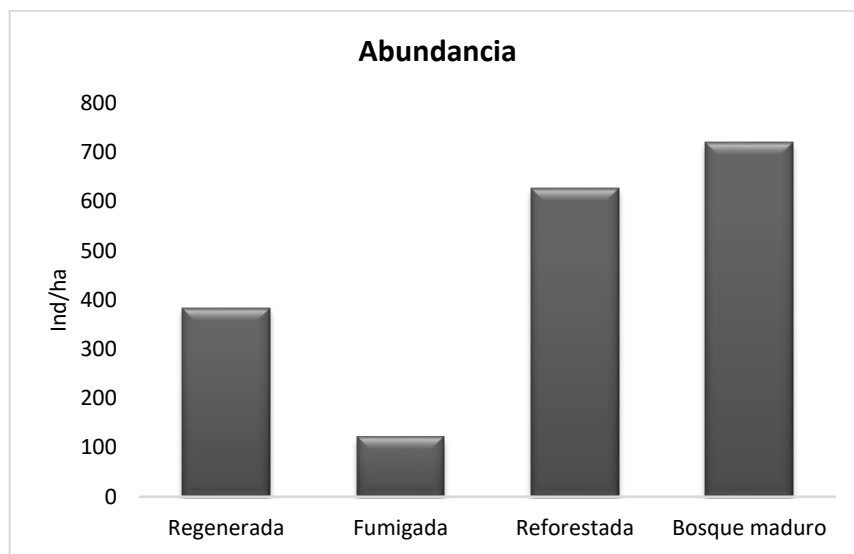


Figura 2. Abundancia absoluta en las cuatro condiciones evaluadas

Dominancia relativa (*Dr*).

El contraste de medias registró que solo la condición de Bosque Maduro tuvo diferencias con las demás condiciones ($p < 0.05$), esta condición también es la que presentó mayor cobertura (8018 m^2); mientras que la condición Fumigada fue la que menor cobertura registró, con solo 286 m^2 (fig. 3). Las especies dominantes en el área de estudio fueron *P. radiata* con el 49.6 % en el Bosque Maduro; *P. douglasiana* en el área de Reforestación con el 49.5 %; en el área de Regeneración *P. radiata* obtuvo el 56.7 %, y en el área Fumigada la especie con mayor valor fue *W. urens*, con 73.2 % (cuadro 3).

Frecuencia relativa (*Fr*).

En la condición Fumigada *W. urens* registró la frecuencia más alta ($Fr=38.5\%$), en la condición de Regeneración el registro más alto lo tuvieron las especies de *P. radiata* y *Q. glaucescens* con $Fr=25\%$; en la condición Reforestada la frecuencia estuvo compartida por cinco especies (*P. radiata*, *Byrsonima crassifolia*, *Conostegia xalapensis*, *P. douglasiana* y *Quercus uxoris*) con $Fr=14.2\%$ cada una; en el área de bosque maduro la frecuencia la representaron tres especies, *Q. glaucescens*, *P. radiata* y *Arbutus xalapensis* con $Fr=29.4\%$ (cuadro 3).

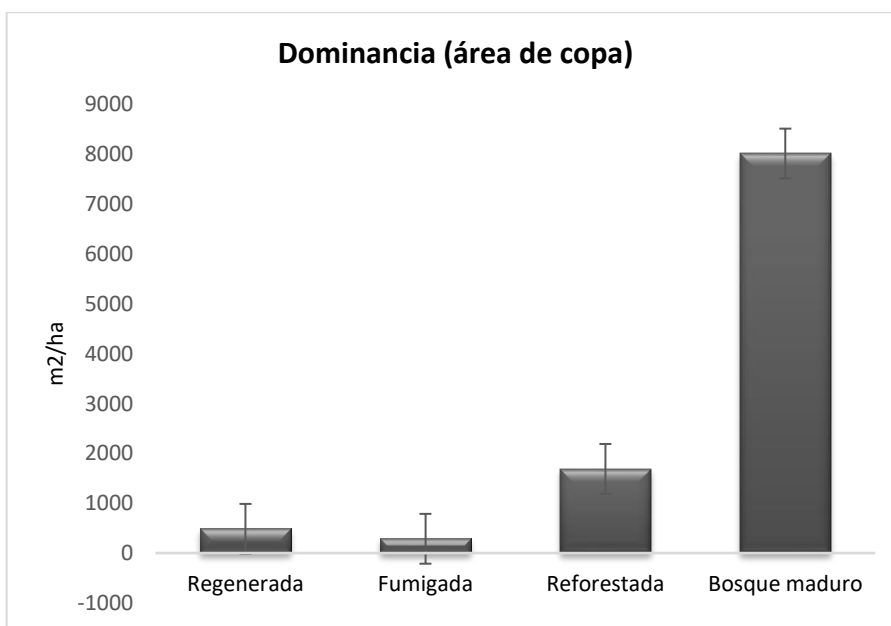


Figura 3. Dominancia en las cuatro condiciones evaluadas

Índice de Valor de Importancia (*IVI*).

Pinus radiata y *Quercus glaucescens* fueron las especies con mayor valor de importancia y presencia, se registraron en tres de las cuatro condiciones. *P. radiata* fue la especie con mayor valor de importancia en el área de regeneración

Diversidad

Riqueza específica. El área Fumigada registró el menor valor de riqueza específica (4 ± 1.41 especies) con respecto a las demás condiciones evaluadas; no obstante solo registró diferencias significativas con el área Reforestada ($p=0.016$), que tuvo el valor más alto (6 ± 1.41 especies), también presentó diferencias significativas con el área de Bosque Maduro ($p<0.008$), lo que sugiere que la riqueza de especies puede ser afectada por la aspersión de agroquímicos. El área de Regeneración no presentó diferencias estadísticamente significativas con otras áreas, esto podría sugerir que el fuego no tiene efectos negativos en la diversidad.

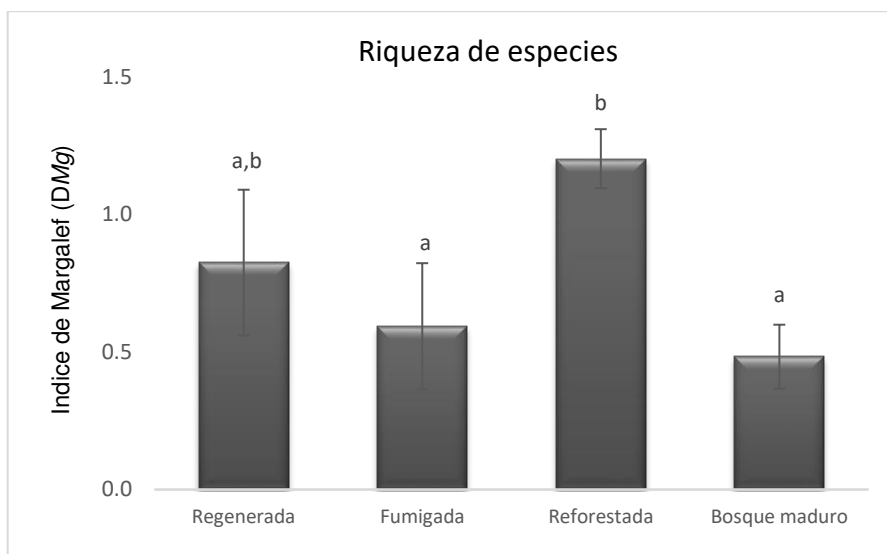


Figura 4. Riqueza de especies expresada por el Índice de Margalef " D_{Mg} " (media y error típico) para las áreas evaluadas. Columnas compartiendo las misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P > 0.05$ utilizando la prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon

Índice de Margalef (D_{Mg}).

El área de Bosque Maduro obtuvo el valor más bajo ($D_{Mg}=0.55$), el área Fumigada 0.63, Regeneración 0.82 y la Reforestada presentó el valor más alto con 1.16

(figura 4); aun siendo esta condición con el valor más alto, presenta un valor relativamente bajo según Margalef, ya que valores menores a 2 denotan una baja diversidad.

Índice de Shannon-Weiner (h').

Para el área de Bosque Maduro se registró un valor de 1.06 ± 0.18 , para la de Regeneración de 1.11 ± 0.29 , la Fumigada de 0.70 ± 0.34 y la Reforestada de 1.46 ± 0.15 (figura 5).

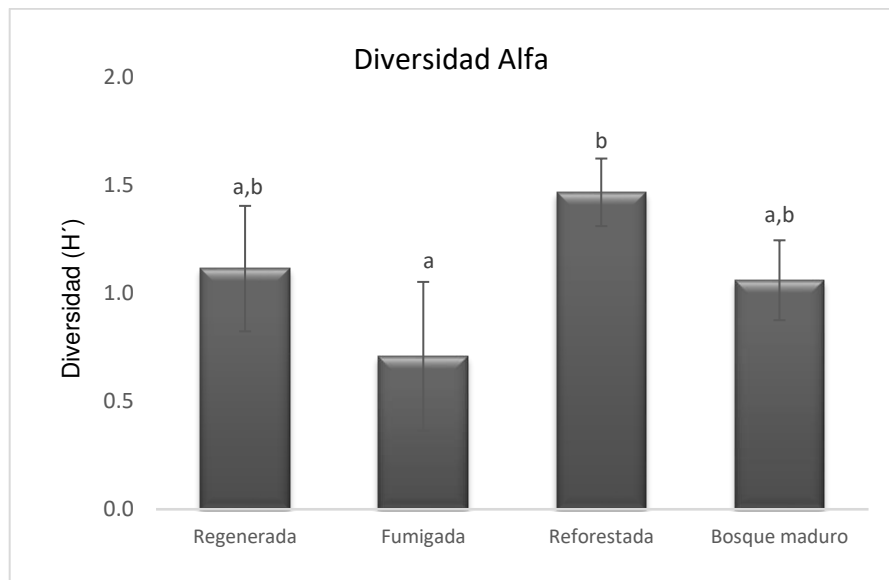


Figura 5. Diversidad Alfa expresada por el Índice de Shannon “ H' ” (media y error típico) para las áreas evaluadas. Columnas compartiendo las misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P > 0.05$ utilizando la prueba de Bonferroni.

Clasificación diamétrica

Los datos fueron agrupados en clases diamétricas; la densidad más alta se concentró en la clase diamétrica ≤ 5 cm, (Bosque Maduro 398 ind. ha^{-1} , Reforestada 386 ind. ha^{-1} , Regeneración 384 ind. ha^{-1} y Fumigada 112 ind. ha^{-1}),

disminuyendo el número de individuos por clase diamétrica conforme aumentan sus diámetros (figura 6). El área de Regeneración presentó diferencias significativas con el área Fumigada, y estas a su vez con Bosque Maduro y Reforestación ($p < 0.05$). La densidad más alta se presentó en el área de Bosque Maduro con 720 ind. ha^{-1} , mientras que la más baja el área Fumigada con 122 ind. ha^{-1} .

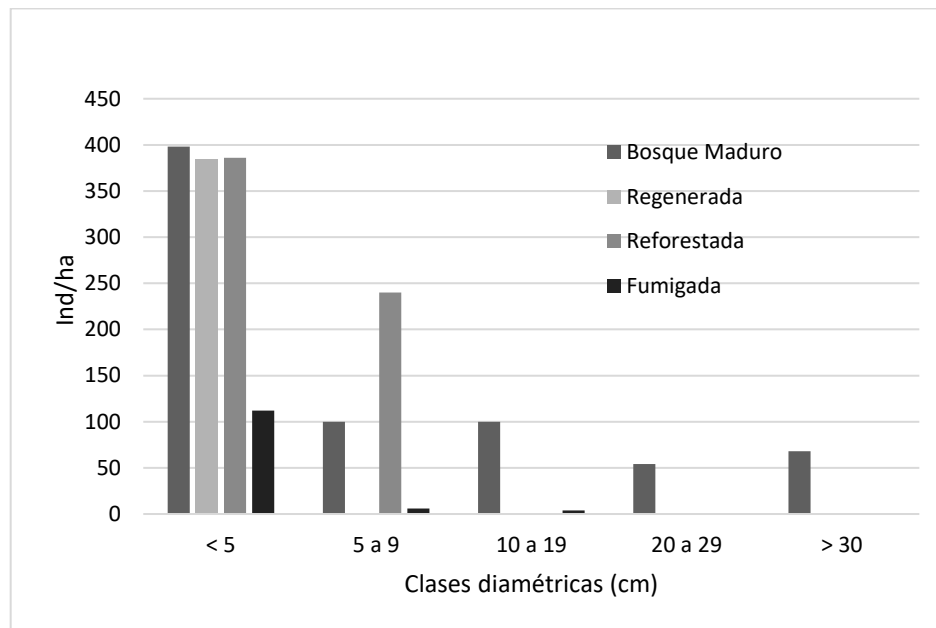


Figura 6. Distribución diamétrica del componente arbóreo por condición de sitio.

Discusión

Los bosques mixtos de pino – encino resultan ser ecosistemas relativamente homogéneos en cuanto a número de individuos, sin embargo difieren en cuanto a estructura y área basal. Alanís *et al.*, 2008, Alanís *et al.*, 2012; Méndez *et al.*, 2014, registraron un número menor de especies en sus investigaciones en un ecosistema igual y en condiciones similares.

Por otra parte Alanís *et al.*, 2011; Gallegos *et al.*, 2014; Rubio *et al.*, 2016; Velázquez y López 2014; obtuvieron un número mayor de especies en sus investigaciones en bosques de pino-encino en condiciones similares. Las especies *Quercus glaucescens* y *Pinus radiata* se encontraron en tres de las cuatro condiciones evaluadas, siendo estas las especies introducidas.

La cobertura está expresada en porcentaje y considera el total del área de copa ocupada por los individuos en la superficie estudiada. Alanís *et al.*, (2011) registraron una cobertura superior al 100% en su escrito donde evaluó en un ecosistema templado después de un incendio en el Parque Ecológico Chipinque (Noreste de México).

La suma de la cobertura o área de copa, abundancia y frecuencia nos infiere el peso ecológico de las especies registradas en el estudio, también es denominado índice de valor de importancia (IVI). Autores como Alanís *et al.*, (2008), Alanís *et al.*, (2011), Alanís *et al.*, (2012), Gallegos *et al.*, (2014), Rubio *et al.* (2016), destacan al género *Pinus* y *Quercus* como especies resilientes a los incendios forestales y a otro tipo de perturbaciones; siendo estos géneros los que mayor IVI registraron en sus respectivas investigaciones.

Esto denota una concordancia con los resultados obtenidos en el escrito, dado que estos mismos géneros son los que se registraron posterior al incendio; siendo el único sitio que no registró estos taxones fue la condición Fumigada, suponemos que estos géneros no están adaptados para resistir la aspersion a estos niveles de agroquímicos.

La riqueza específica del estudio coincide con Rodríguez, (2008) y Jardel *et al.*, (2009), ya que un régimen potencial de incendios frecuentes y baja severidad promueven la diversidad de estructuras y especies.

El índice de Margalef (1951) denota una riqueza de especies baja; cuando se registran valores menores a dos y cercanos a cero. Alanís *et al.*, (2008), Alanís *et al.*, (2011), Alanís *et al.*, (2012), Méndez *et al.*, (2014) registraron valores superiores a los arrojados en este estudio en bosques de pino-encino y en similares condiciones.

El contraste de medianas indica que la condición Fumigada y la de Bosque Maduro registraron diferencias estadísticas significativas con la Reforestada ($p=0.015$); en tanto la Regeneración no fue estadísticamente diferente con ninguna de las otras condiciones (figura 2).

La baja riqueza en el área de Bosque Maduro podría estar relacionada con la avanzada etapa sucesional y a lo cerrado del dosel (Gutiérrez *et al.*, 2004), lo que influye en la regeneración del bosque y el reclutamiento de especies (Parker y Brown, 2000; Christie y Armesto, 2003) circunstancias contrarias al área Reforestada, que presentó el mayor número de especies en una etapa sucesional temprana y un ambiente más heterogéneo.

Estudios de otros autores denotan una diversidad de resultados, independientemente de ser bosques de pino – encino; Alanís *et al.*, (2008), Alanís *et al.*, (2011), Méndez *et al.*, (2014) registraron valores de Shannon superiores a los obtenidos en esta investigación donde evaluaron ecosistemas de pino-encino en similares condiciones; Alanís *et al.*, (2012), Gallegos *et al.*, (2014); reportaron valores inferiores a los registrados en el presente manuscrito en sus respectivos

estudios donde evaluaron el efecto de la recurrencia de incendios en bosques de pino-encino.

El área de Referencia, Fumigada y Regeneración no difieren estadísticamente; el área Reforestada y Fumigada si registran diferencias estadísticas significativas ($p=0.001$).

Agrupar las clases diamétricas nos ayuda a comprender el estado sucesional de los bosques y como es que el bosque se va comportando a través del tiempo; Méndez *et al.*, (2014) registraron valores similares en un ecosistema evaluado después de un incendio en un bosque de pino-encino.

Al igual que los autores de este escrito Alanís *et al.*, (2011), Méndez *et al.*, (2014) también reportan un mayor número de individuos en las primeras clases diamétricas en su estudio después de una regeneración post-incendio, esto sugiere una regeneración activa, dado la incorporación de nuevos individuos en la primera clase diamétrica.

Conclusiones

De acuerdo a lo observado en el área de estudio el fuego asociado a otros disturbios como la fumigación afecta la estructura y diversidad de los ecosistemas de pino-encino. En tres de las cuatro condiciones evaluadas los géneros dominantes fueron *Pinus* y *Quercus*, lo que indica que estos géneros son altamente resilientes a los incendios forestales; en la condición Fumigada el género *Pinus* no se presentó, y el género *Quercus* no registró valores altos, lo que no dilucida que estos géneros son resistentes al fuego pero no a la fumigación.

La dominancia de los géneros *Quercus* y *Pinus* es una buena justificación para determinar el nombre a este tipo de ecosistemas, dado que géneros son los que mayores valores registran en los diferentes índices evaluados.

La superficie donde se aplicó fumigación con agroquímicos resultó ser la condición más afectada en diversidad, estructura y composición florística en comparación con las otras condiciones evaluadas.

Dadas las condiciones actuales del ecosistema, es recomendable implementar acciones de restauración, enfocadas a combatir el efecto negativo de los disturbios antropogénicos (incendios recurrentes, pastoreo y agroquímicos) y promover la regeneración natural. Los resultados generados no se pueden considerar definitivos, ya que solo son un punto de partida o referencia para iniciar nuevos estudios en bosques de pino-encino con algún tipo de disturbio; natural o antropogénico.

Referencias

Alanís E.; J. Jiménez.; D. Espinoza; E. Jurado; O. A. Aguirre; M. A. González. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista Chapingo Serie Forestales y del Ambiente*, 14(2): 113-118.

Alanís E.; J. Jiménez.; A. Valdecantos; M. Pando; O. A. Aguirre; E. J. Treviño. (2011). Caracterización de la regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo div. Ciencias Forestales y del Ambiente*. 17(1):31-39.

Alanís E.; J. Jiménez; A. Valdecantos; M. A. González; O. A. Aguirre; E. J. Treviño. (2012). Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 83(4): 1208-1214. DOI: 10.7550/rmb.29708.

Beaty R. M.; A. H. Taylor. (2008). Fire history and the structure and dynamics of a mixed conifer forest landscape in the northern Sierra Nevada, Lake Tahoe Basin, California, USA. *Forest Ecology and Management*, 255:707–719. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.044.

Chávez A. J.; J. Xelzuantzi; E. A. Rubio; J. Villanueva; H. Flores; C. de la Mora. (2016). Caracterización de cargas de combustibles forestales para el manejo de reservorio de carbono y la contribución al cambio climático. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 13(1):2589-2600.

Christie D. A.; J. J. Armesto. (2003). Regeneration microsites and tree species coexistence in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 91:776–784. Doi: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00813.x>.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2013). Programa Estratégico Forestal para México 2025. México, D.F. 2013. Obtenido de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/307Programa%20Estrat%C3%A9gico%20Forestal%202025.pdf>.

Gadow K. V.; S. Sánchez; J. G. Álvarez. (2007). Estructura y crecimiento del bosque. Universidad de Göttingen, Alemania. 141 p.

- Gallegos A.; G. González; R. Cabrera; C. Marcelli; E. Hernández. (2014). Efecto de la recurrencia de incendios forestales en la diversidad arbórea. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 5(24):110-125.
- González M. A.; L. Schwendenmann; J. Jiménez; R. Schulz. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*. 256: 161–167. doi: 10.1016/j.foreco.2008.04.021.
- Gutiérrez A. G.; J. J. Armesto; J. C. Aravena. (2004). Disturbance and regeneration dynamics of an old-growth North Patagonian rain forest in Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 92:598–608. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00891.x>.
- Hernández J.; Aguirre O. A.; Alanís E.; Jiménez J.; González M. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 19(3):189-199.
- Jardel E. J.; E. Alvarado, J. E. Morfín; F. Castillo y F. G. Flores. (2009). Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México. En: Flores, J. G. (Coord.). *Impacto ambiental de incendios forestales*. Mundi Prensa México, México DF. Pp. 73–100. http://148.202.114.23/derns/wp-content/files_flutter/13165309552009JardeletalRegFuegoMex.pdf.

- Jiménez J.; E. Alanís. (2011). Análisis de la frecuencia de los incendios forestales en la Sierra Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América. *Ciencia UANL* 14:255–263.
- Luna I.; J. Llorente. (1993). *Historia Natural del Parque Ecológico Estatal Omiltemi, Chilpancingo, Guerrero, México*. CONABIO-UNAM. México, D.F. No. SB 484. M6. H57.
- Magurran A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. 106–121 pp.
- Margalef R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 9:5–27.
- Martínez H. C.; D. A. Rodríguez. (2008). Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia*, 33:337–344.
- Méndez C.; E. Alanís; J. Jiménez; O. A. Aguirre; E. J. Treviño. (2014). Análisis de la regeneración postincendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. *Ciencia UANL*, 17(69): 63-70.
- Parker G.; M. Brown. (2000). Forest canopy stratification, is it useful? *American Naturalist*, 155:473–484. <http://dx.doi.org/10.1086/303340>.
- Rao V. S. (2015). *Transgenic Herbicide Resistance in Plants*. Boca Raton, Florida: CRC Press. 211 p.

Rodríguez D. A. (2008). Fire Regimes, Fire Ecology, and Fire Management in Mexico. *A Journal of the Human Environment*, 37(7):548–556. doi: <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-37.7.548>.

Rodríguez D. A.; R. Myers. (2010). Using oak characteristics to guide fire regime restoration in Mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration*. 28:304–323. doi: 10.1353/ecr.2010.0009.

Rubio E. A.; M. A. González; J. D. Benavides; A. A. Chávez; J. Xelhuantzi. (2016). Relación entre necromasa, composición de especies leñosas y posibles implicaciones del cambio climático en bosques templados. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 13(1):2601-2614.

Taylor A. H. (2010). Fire disturbance and forest structure in an old-growth *Pinus ponderosa* forest, southern Cascades, USA. *Journal of Vegetation Science*, 21(3):561–572. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01164.x.

Velázquez L.; K. López. (2014). Efecto post-incendio en bosques de pino del trópico seco de Nicaragua. *Revista Científica de FAREM-Estelí. Medio Ambiente, Tecnología y Desarrollo Humano*. 3(11):91-101.

Xelhuantzi J.; J. G. Flores; A. A. Chávez. (2011). Análisis comparativo de carga de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista mexicana de ciencias forestales*. 2(3):37-52.

Zar J. (2010). *Biostatistical Analysis*. New Jersey, United States of America, 5th Edition. Prentice Hall, 960 p.

CAPÍTULO IV.

FITODIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DE UN BOSQUE DE PINUS- QUERCUS EN LA SIERRA MADRE DEL SUR, MÉXICO

Enviado y aceptado como: Cuauhtémoc Méndez Osorio, Carlos Alberto Mora Donjuán, Eduardo Alanís Rodríguez, Javier Jiménez Pérez, Oscar Alberto Aguirre Calderón, Eduardo Javier Treviño Garza, Miguel Ángel Pequeño Ledezma.
Revista Mexicana de Ciencias Forestales.

IV.- Fitodiversidad y estructura de un bosque de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre del Sur, México

Resumen

Se evaluó la fitodiversidad y estructura de la vegetación de un bosque de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre del Sur en el estado de Guerrero, México. Se establecieron cinco parcelas circulares de 1000 m². Se realizó un censo de todas las especies leñosas con un Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) mayor a 10 cm. A cada individuo se le tomaron medidas dendrométricas de altura total (h), diámetro (DAP) y diámetro de la copa. Se estimó la densidad, cobertura, frecuencia e índice de valor de importancia, así como la diversidad mediante el índice de Margalef (D_{Mg}) y el índice de Shannon-Wiener (H). La estructura vertical fue caracterizada mediante el índice de Pretzsch. En total se registraron cinco especies pertenecientes a dos familias y dos géneros. La familia con mayor presencia en el estudio fue Fagaceae con tres especies. La especie que presentó el mayor valor de importancia fue *Pinus oocarpa* (63.53%), en contraste con *Quercus rugosa* con el 3.23 %. El índice de diversidad vertical de Pretzsch registró la mayor ocurrencia de especies en el estrato bajo, con 50.4 % de los individuos; de los cuales *P. oocarpa* aportó 51 individuos. Mediante la presente investigación se concluye que la comunidad vegetal estudiada se encuentra en estado de regeneración activa y cuenta con una baja diversidad y riqueza de especies.

Palabras clave: Bosque mixto, diversidad, fitodiversidad, indicadores ecológicos, *Pinus – Quercus*, Pretzsch.

Abstract:

The condition of the vegetation of a pine forest in the Sierra Madre del Sur in the state of Guerrero, Mexico, was evaluated. Five circular plots with a surface of 1000 m² were established. A census of all woody species was made with a Diameter at Breast Height (DBH) greater than 4 in. The height (*h*), diameter (*DBH*) and canopy diameter was measured for each individual. The variables of density, coverage, frequency and importance value index were estimated. As well as the diversity through the Margalef index (*DMg*) and the Shannon-Wiener index (*H*). The vertical structure was characterized by the Pretzsch index. In total, five species belonging to two families and two genera were registered. The family with the greatest presence in the study was Fagaceae with three species. The specie that presented the highest value of importance was *Pinus oocarpa* (63.53%), in contrast to *Quercus rugosa* with 3.23%. The vertical diversity index of Pretzsch recorded the highest occurrence of species in the low stratum, with 50.4% of the individuals; of which *P. oocarpa* contributed by 51 individuals. This study concludes that the evaluated plant community is in an active regeneration state and has a low diversity and species richness.

Key words: Mixed forest, diversity, phytodiversity, ecological indicators, *Pinus* – *Quercus*, Pretzsch.

Introducción

Los bosques contribuyen a la provisión de bienes y servicios ambientales, tales como la conservación de diversidad biológica, captura de carbono, regulación del ciclo hidrológico y el clima (Seppelt *et al.*, 2011). Después de las selvas, los bosques de *Pinus-Quercus* son uno de los ecosistemas con mayor diversidad en el mundo, se extienden desde el suroeste de Estados Unidos de América, hasta Nicaragua, encontrándose de igual forma en México, Guatemala, El Salvador, Honduras y en la República de Cuba (Mora y Alanís, 2016).

La estructura de estos bosques se reconoce como un indicador clave de la fitodiversidad, la estabilidad ecológica y el desarrollo de los rodales (Franklin *et al.*, 2002), junto con la densidad y la diversidad son características importantes para la descripción cuantitativa de cualquier vegetación (Gadow *et al.*, 2007). En este sentido los árboles son los elementos más relevantes de la estructura ecosistémica (Del Río *et al.*, 2003) y un adecuado indicador de la biodiversidad para evaluar el estatus del rodal forestal (Ozdemir *et al.*, 2012),

De acuerdo con Magurran (2004) las medidas de riqueza proporcionan una expresión comprensible e instantánea de la diversidad, y los indicadores de estructura horizontal como la densidad, dominancia y frecuencia, describen la relación entre especies de una población (Hernández *et al.*, 2013; Saravanan *et al.*, 2013); los cuales se han utilizado con frecuencia en muchos estudios de vegetación por su gran atractivo intuitivo, como los de Castellanos *et al.* (2010), Alanís *et al.* (2011) y Méndez *et al.* (2014).

Sin embargo, en la porción Guerrerense de la Sierra Madre del Sur, se han desarrollado pocos estudios referentes al estado actual de los bosques de *Pinus-Quercus*.

En este sentido la presente investigación evalúa la fitodiversidad y la estructura de un bosque de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre del Sur, México.

Generando información sobre el estado actual de la vegetación, disponible para el desarrollo de programas de restauración ecológica.

Materiales y métodos

Área de estudio

La presente investigación se realizó en un área de bosque de *Pinus-Quercus* en el ejido Atoyaquillo, Coyuca de Benítez, el cual forma parte de la región Sierra Madre del Sur en el Estado de Guerrero, México. El área se ubica en las coordenadas $17^{\circ} 09' 46.34''$ de latitud norte y $100^{\circ} 03' 55.76''$ longitud oeste. La altitud oscila entre los 1000 y 1100 msnm. La precipitación media anual es de 1100 mm (figura 1).

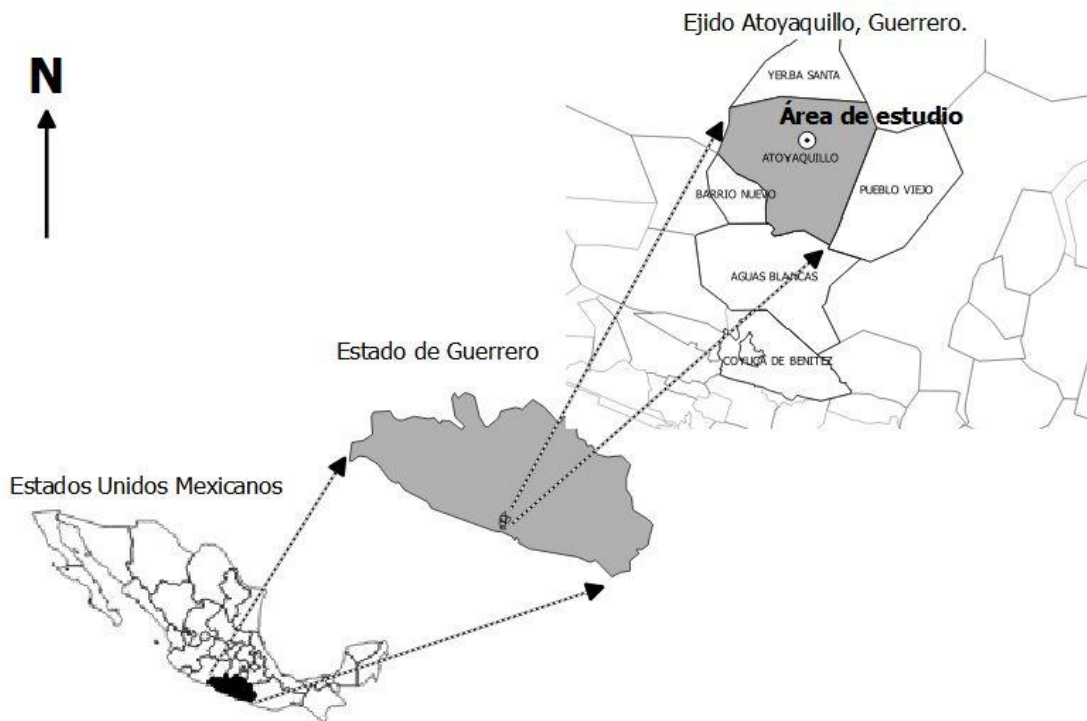


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Análisis de la vegetación

Se seleccionó un área específica con el objetivo de evaluar la condición de la vegetación de un bosque de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre del Sur. Se establecieron cinco parcelas circulares con una superficie de 1000 m² (radio 17.84 m). Este tipo de parcelas solo requieren un punto de control único; el centro, a diferencia con las parcelas rectangulares o cuadradas que requieren cuatro puntos de control (McRoberts *et al.* 2015). Se distribuyeron de manera aleatoria en áreas que presentaron las mismas condiciones fisiográficas en cuanto a pendiente, exposición y altitud.

En las parcelas de muestreo se realizó un censo de todas las especies leñosas con un Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) mayor a 10 cm ($d_{0.10\ m}$). A cada individuo se le realizaron medidas dendrométricas de altura total (h), diámetro (DAP) y diámetro de la copa (en sentido norte – sur y este – oeste).

Por especie se determinó la densidad, con respecto al número de árboles; la cobertura, en función del área de la copa; y su frecuencia con base en la presencia de las especies en las parcelas de muestreo. Las variables calculadas se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Análisis de la información

Para evaluar la contribución estructural de las especies en la comunidad vegetal de estudio se utilizó la estimación de las siguientes variables estructurales: abundancia, cobertura, frecuencia e índice de valor de importancia. Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) y para la diversidad alfa el índice de Shannon-Wiener (H') (Magurran, 2004) (Cuadro 1).

La estructura vertical de la vegetación fue caracterizada con el índice de A (Pretzsch, 2009)(Cuadro1), que considera valores mínimos de 0 y máximos de A_{max} , donde se representa la vegetación en tres estratos de acuerdo a la máxima altura registrada. El estrato I: 80%-100% de la altura máxima de la vegetación, estrato II: 50%-80%, y estrato III: de 0 a 50%.

Un valor de $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie en un sólo estrato mientras que A_{max} se presenta cuando todas las especies se encuentran en proporciones iguales en el rodal y en los diferentes estratos (Pretzsch, 2009).

Cuadro 1. Fórmulas utilizadas para determinar los índices de distribución horizontal, de diversidad de especies y estructura vertical de las especies

.Fórmula	No.	Descripción
$De_{rel} = \left(\frac{De}{\sum_{j=1...n} De} \right) * 100$	(1)	Donde: De = densidad absoluta De_{rel} = densidad relativa por especie
$De = \frac{N_i}{S}$	(2)	Donde: N_i = número de individuos de la especie i S = superficie de muestreo (ha)
$Do = \frac{G_i}{S}$	(3)	Donde: Do = dominancia absoluta G_i = área basal de la especie i S = superficie (ha).
$Do_{rel} = \left(\frac{Do}{\sum_{j=1...n} Do} \right) * 100$	(4)	Donde: Do_{rel} = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total Do = dominancia absoluta
$Fr = \frac{P_i}{NS}$	(5)	Donde: Fr = frecuencia absoluta

$Fr_{rel} = \left(\frac{Fr}{\sum_{j=1...n} Fr} \right) * 100$	(6)	<p>Fr_{rel} = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total</p> <p>P_i = número de sitios en los que está presente la especie i</p> <p>NS = el número total de sitios de muestreo.</p>
$IVI = \frac{De_{rel} + Do_{rel} + Fr_{rel}}{3}$	(7)	<p>Donde:</p> <p>De_{rel} = densidad relativa por especie respecto a la densidad total</p> <p>Do_{rel} = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total</p> <p>Fr_{rel} = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total</p>
$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$ $H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$	(8) (9)	<p>Donde:</p> <p>DMg = índice de Margalef</p> <p>s = Número de especies presentes</p> <p>ln = Logaritmo natural</p> <p>N = número total de individuos</p> <p>Donde:</p> <p>H' = índice de Shannon-Wiener</p> <p>S = número de especies presentes</p>
$p_i = n_i / N$	(10)	<p>Donde:</p> <p>N = número total de individuos</p> <p>n_i = número de individuos de la especie</p> <p>ln = logaritmo natural</p>
$A = -\sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln p_{ij}$ $A_{max} = \ln(S * Z)$ $A_{rel} = \frac{A}{\ln(S * Z)} * 100$	(11) (12) (13)	<p>Donde:</p> <p>S = Número de especies presentes</p> <p>Z = el número de estratos en altura</p> <p>P_{ij} = el porcentaje de especies en cada zona y se estima mediante la siguiente ecuación $p_{ij} = n_{i,j} / N$; dónde $n_{i,j}$ = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N = número total de individuos.</p>

Resultados y discusión

Diversidad

El índice de Margalef (1951) arrojó un valor de 0.72, lo que denota una baja diversidad de acuerdo con los criterios de medición del mismo autor, donde menciona que valores menores a 2.0, denotan una baja riqueza de especies. Se obtuvo un valor de índice de Shannon (1948) de 0.78, lo que significa una baja diversidad de acuerdo con los parámetros del mismo autor; Méndez *et al.* 2014 obtuvieron un valor similar en el índice de Margalef, en una investigación realizada bajo la misma metodología, pero superior en el índice de Shannon, en un bosque templado de la Sierra Madre del Sur de México.

En otra investigación, Alanís *et al.* 2011 registraron valores superiores en ambos índices en un estudio desarrollado en el Parque Ecológico Chipinque (Noreste de México); López *et al.* 2017 y Graciano *et al.* 2017 también obtuvieron valores superiores en sus estudios realizados en bosques de pino – encino en diferentes regiones del Noreste de México; La baja diversidad de especies arbóreas en este tipo de ecosistemas, es atribuida a la alta presencia de los géneros de *Pinus* y *Quercus* en estas comunidades vegetales (Mora y Alanís 2016).

Riqueza específica

Se registró una riqueza específica de cinco especies, pertenecientes a dos familias y dos géneros (Cuadro 2). De las dos familias registradas en el estudio la que presentó mayor número de especies fue la *Fagaceae* con tres especies, mientras que la familia *Pinaceae* registró dos especies; Méndez *et al.* (2014) registraron cinco familias y el mismo número de especies en un bosque de *Pinus-Quercus* de la Sierra Madre del Sur después de haber ocurrido un incendio.

Juárez-Sánchez *et al.* (2014) registraron un número inferior de especies en un bosque de la Sierra de San Carlos en Tamaulipas, México; mientras que Torres

et al. (2006), Alanís *et al.* (2011), Zacarías *et al.* (2011), Hernández *et al.* (2013), Graciano *et al.* (2017), López *et al.* (2017) y Rubio *et al.* (2017), registraron un número superior de especies al presentado en este estudio en diferentes regiones de México de bosque de *Pinus-Quercus*.

Esta baja riqueza de especies podría deberse a la influencia de factores antropogénicos como las zonas de agricultura, la tala clandestina, el aprovechamiento local de especies y los constantes incendios derivados de los cultivos ilegales en la región.

Cuadro 2. Lista de especies registradas en el área de estudio. Clasificación por orden alfabético de las especies.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Forma de crecimiento
<i>Pinus maximinoi</i> H.E. Moore	Pino	<i>Pinaceae</i>	Árbol
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.	Ocote	<i>Pinaceae</i>	Árbol
<i>Quercus crassifolia</i> Benth.	Encino blanco	<i>Fagaceae</i>	Árbol
<i>Quercus elliptica</i> Née	Encino amarillo	<i>Fagaceae</i>	Árbol
<i>Quercus rugosa</i> Née	Barrilillo	<i>Fagaceae</i>	Árbol

Indicadores ecológicos

Densidad

La investigación registró 294 individuos (N) ha⁻¹, de los cuales el 88.19% (224 N ha⁻¹) pertenecen a *Pinus*, mientras que 11.81% (30 N ha⁻¹) corresponde a *Quercus*; Torres *et al.* (2006), Alanís *et al.* (2011), Méndez *et al.* (2014), Graciano *et al.* (2017) y López *et al.* (2017) registraron un mayor número de individuos por hectárea, en estudios de metodología o características similares, con respecto a lo registrado en el presente estudio, en diferentes regiones de bosques de *Pinus-Quercus* en México.

La especie que registró la mayor densidad fue *Pinus oocarpa* con el 77.95% (198 N ha⁻¹), mientras que *Quercus rugosa* fue la especie que presentó el valor más bajo con el 0.79% (2 N ha⁻¹). Diversos investigadores han reportado una variedad de especies como las más abundantes en ecosistemas de *Pinus-Quercus* en México, por ejemplo Méndez *et al.* (2014) registraron a *Pinus radiata* D. Don, Alanís *et al.* (2011) a *Quercus polymorpha* Schltdl. & Cham, López *et al.* (2017) a *Pinus montezumae* Lamb, Graciano *et al.* 2017 a *Pinus cooperi* C.E.Blanco y Hernández *et al.* (2013) a *Pinus arizonica* *Pinus arizonica* Engelm(cuadro 3).

Dominancia (cobertura)

El estudio registró una cobertura total de 15,348 m² ha⁻¹, lo que dilucida una cobertura superior al 100%, lo que indica sobre posición de copas. Alanís *et al.* (2011) también registraron una cobertura superior al 100% coincidiendo con el resultado de esta investigación; Hernández *et al.* (2013) registró una cobertura inferior en su estudio realizado en un bosque templado de Chihuahua.

De los dos géneros registrados en el estudio *Pinus* presentó el mayor valor con el 87.64% (13,452 m² ha⁻¹), mientras que *Quercus* el 12.36% (1, 897 m² ha⁻¹). Los resultados de Alanís *et al.* (2011) y Sánchez *et al.* (2014) coinciden con los de esta investigación, registrando a *Pinus* con la mayor dominancia.

A nivel especie, *Pinus oocarpa* es la que presenta mayor cobertura relativa con 70.96% (10,891 m² ha⁻¹), mientras la que menos cobertura presentó fue *Quercus rugosa* con el 0.57% (88 m² ha⁻¹). Diversos autores registran al *Pinus* como el más dominante, pero no con las mismas especies como las que presentan mayor cobertura (cuadro 3).

Frecuencia

Pinus registró presencia en todas las parcelas de muestreo, mientras que *Quercus* se presentó solo en tres de las cinco parcelas evaluadas. Individualmente, el registro con la mayor frecuencia fue *Pinus oocarpa* la cual se presentó en todas las parcelas de muestreo con una frecuencia relativa del 41.67%; *Quercus elliptica* Née y *Quercus rugosa* Née tuvieron la menor frecuencia relativa (8.33%) registrándose solo en una parcela de las cinco muestreadas (cuadro 3).

Jiménez *et al.* (2001), Torres *et al.* (2006), Alanís *et al.* (2008), Hernández *et al.* (2013), Méndez *et al.* (2014), Delgado *et al.* (2016), Graciano *et al.* (2017) y Hernández *et al.* (2017) registraron a *Pinus* con la mayor frecuencia en sus respectivas investigaciones; mientras que Zacarías *et al.* (2011) y Alanís *et al.* (2011) reportan a *Quercus* como el más frecuente.

Índice de Valor de Importancia (IVI)

De los dos géneros registrados en el estudio el que presentó mayor valor de IVI fue *Pinus* con el 78.05%, mientras que *Quercus* mostró un valor de 21.95%. A nivel especie *Pinus oocarpa* obtuvo el mayor valor con 63.53% y el más bajo fue *Quercus rugosa* con el 3.23 % (Cuadro 3).

Alanís *et al.* (2008), Hernández *et al.* (2013), Méndez *et al.* (2014), Delgado *et al.* (2016), Graciano *et al.* (2017) y Hernández *et al.* (2017) registraron a *Pinus* con la mayor importancia ecológica en sus respectivas investigaciones; sin embargo, la especie con mayor peso ecológico no coincide con la presente investigación, siendo especies diferentes en todos los estudios citados. Alanís *et al.* (2010), Alanís *et al.* (2011) y Zacarías *et al.* (2011) registraron a *Quercus* con el mayor IVI en sus investigaciones.

Cuadro 3. Importancia ecológica de las especies registradas en el área de estudio.

Nombre científico	Densidad		Dominancia (área de copa)		Frecuencia		
	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	IVI
	N ha ⁻¹	A _r	m ² ha ⁻¹	A _r			
<i>Pinus oocarpa</i>	198	77.95	10891	70.96	5	41.67	63.53
<i>Pinus maximinoi</i>	26	10.24	2561	16.69	2	16.67	14.53
<i>Quercus elliptica</i>	12	4.72	536	3.49	1	8.33	5.52
<i>Quercus crassifolia</i>	16	6.30	1273	8.29	3	25.00	13.20
<i>Quercus rugosa</i>	2	0.79	88	0.57	1	8.33	3.23
Suma	254	100	15349	100	12	100	100

Clasificación diamétrica y por alturas

En el histograma se observa una línea de tendencia exponencial en decremento conforme aumentan las clases diamétricas. Las categorías de 10-20 m y 20-30 m, presentan más del 50% de los individuos registrados en el estudio, esto es un indicador de regeneración activa por el nivel alto de reclutamiento de individuos en el área de estudio.

La tercera categoría también alberga una cantidad importante de individuos, mientras que las categorías superiores a 40 cm de DAP agrupan una cantidad menor. Los resultados indican un bosque en maduración donde se observa la mayor cantidad de individuos agrupados en las primeras categorías diamétricas (figura 1).

Referente a las alturas, la categoría de 11-20 metros fue la que registró mayor número de individuos en el estudio, seguida de la categoría de 0 – 10 metros; y por último, la que menos individuos agrupó fue la categoría de 21 – 30 m. Este parámetro también indica un bosque en crecimiento (figura 2).

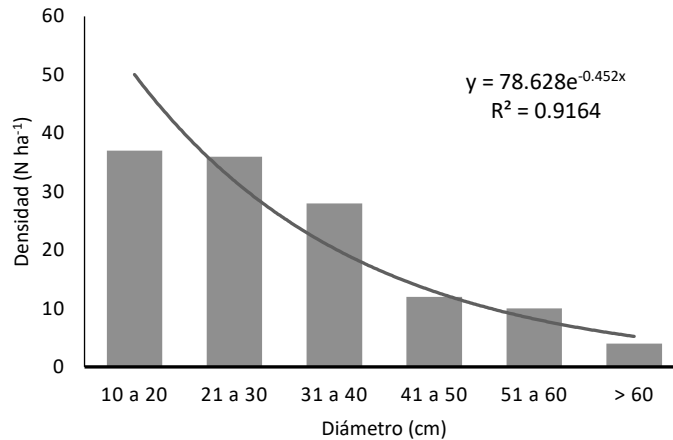


Figura 1. Distribución de categorías diamétricas en un bosque de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre del Sur, Guerrero, México.

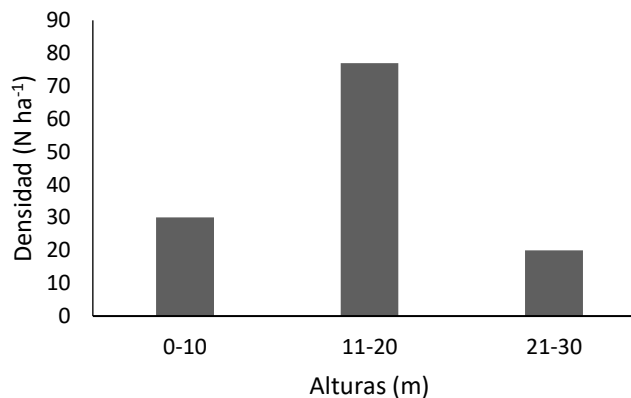


Figura 2. Distribución de clases de alturas en un bosque de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre del Sur, Guerrero, México.

Para la diversidad estructural vertical de las especies se determinaron tres estratos arbitrariamente: alto III (23- 28 m), medio II (15- 22 m) y bajo I (5- 14 m). De los tres estratos la mayor densidad de especies fue el bajo, con 50.4 % de los individuos (128 N ha⁻¹); de los cuales *Pinus oocarpa* aportó 102 N ha⁻¹. En el estrato medio se concentró el 41.7 % del total de individuos, representado por cuatro especies: *Quercus crassifolia*, *Quercus rugosa*, *Pinus maximinoi* y *Pinus oocarpa* con 86 N ha⁻¹ (81.1%) (figura3).

Distribución Vertical

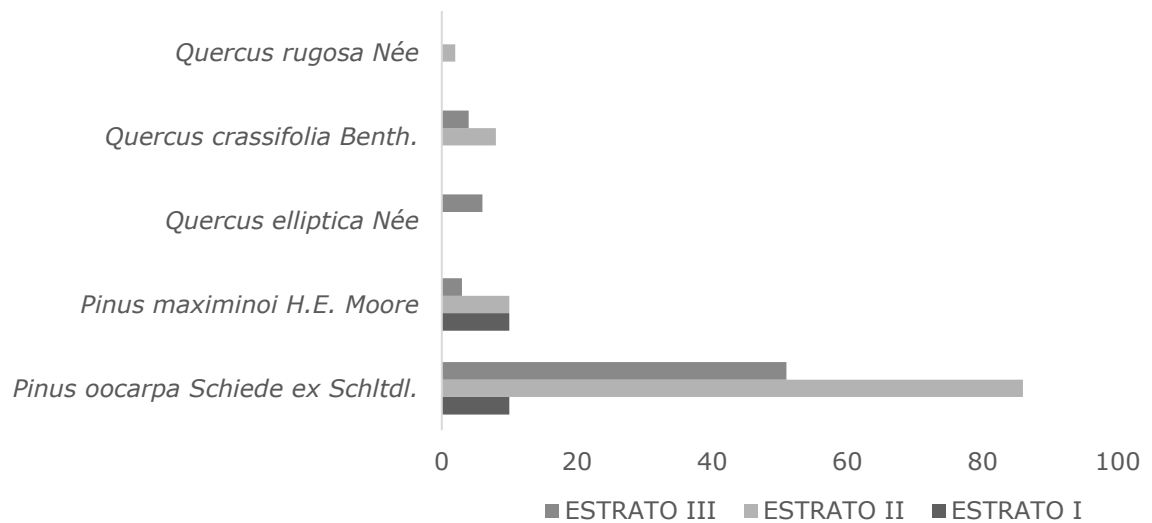


Figura 3. Distribución vertical de las especies en el área de estudio.

El resultado obtenido para el índice de Pretzsch fue $A = 2.07$ con un $A_{max} = 2.70$, indicando que la distribución de especies se encuentra altamente representado por un estrato, el cual fue el bajo (estrato III) con una mayor proporción de árboles en el rango de 5 a 14 m, que disminuye ligeramente al incrementarse la altura en el siguiente estrato (II).

El estrato alto (I) presenta una baja densidad relativa (7.8%), y está conformado por dos especies (*Pinus oocarpa* y *Pinus maximinoi*) Estos resultados coinciden con Rubio *et al.*, (2014), donde también registraron una alta presencia de árboles en el estrato inferior y una baja representatividad del estrato alto (cuadro 4).

Cuadro 4. Distribución vertical de las especies en el área de estudio

Estrato (m)	Altura max. Por estrato (%)	Densidad(N ha⁻¹)	Porcentaje respecto al total de ind. (%)
I(23-28)	28 m (100%)	20	7.8
II(15- 22)	22 m (80%)	106	41.7
III(5-14)	14 m (50%)	128	50.4
Total		254	100

Conclusiones

De acuerdo con los resultados de la presente investigación, se concluye que la comunidad vegetal estudiada, presenta pocas especies (5 sp) y una baja diversidad, lo cual está relacionado con la alta densidad de *Pinus* y *Quercus*, que genera una proyección de copa superior al 100% (superposición).

Esta comunidad presenta un estado de regeneración activo, ya que de los tres estratos verticales definidos, el mejor representado fue el inferior, confirmando la alta presencia de individuos de porte bajo, y en las categorías diamétricas menores (de 10 a 30 cm) un alto número de individuos y pocos con diámetros mayores a los 40 cm.

La investigación generó información cuantitativa, que aporta elementos importantes para conocer las dinámicas ecológicas de un bosque templado del sur de México; sin embargo, se requiere de más trabajos que servirán para mejorar la toma de decisiones con fines de restauración de ecosistemas degradados.

Referencias

- Alanís, E., J. Jiménez, D. Espinoza, E. Jurado, O.A. Aguirre y M.A. González. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.
- Alanís, E., J. Jiménez, M. Pando, O.A. Aguirre, E.J. Treviño y P.C. García. 2010. Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y bosques* 16(4):39-54.
- Alanís, E., J. Jiménez, A. Valdecantos, M. Pando, O.A. Aguirre y E.J. Treviño. 2011. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 17(1):31-39.
- Castellanos, J.F, E.J. Treviño, O.A. Aguirre, J. Jiménez y A. Velázquez 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(2):29-52.
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistemas de Recursos Forestales* 12(1):159-176.
- Delgado, D.A., S.A. Heynes, M.D. Mares, N.L. Piedra, F.I. Renata, K. Rodríguez, A.I. Villanueva, M.S. González y L. Ruacho. 2016. Diversidad y estructura arbórea de dos rodales en Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 7(33):94-107. DOI: 10.29298/rmcf.v7i33.92.
- Franklin, J.F., T.A. Spies, R. Van Pelt, A.B. Carey, D.A. Thornburgh, D.R. Berg, D.B. Lindenmayer, M.E. Harmon, W.S. Keeton, D.C. Shaw, K. Bible y J.

- Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forest as an example. *Forest Ecology and Management*. 155(1):399-423.
- Gadow, K.V., O.S. Sánchez y J.G. Álvarez. 2007. Estructura y Crecimiento del Bosque. Universidad de Göttingen, Göttingen Alemania. 287 pp.
- Graciano, G. O.A. Aguirre, E. Alanís, y J.E. Lujan. 2017. Composición, estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del Noreste de México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*. 4(12):535-542.
- Hernández, J.; O.A. Aguirre, E. Alanís, J. Jiménez y M.A. González. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19(3):189-199.
- Jiménez, J., O.A. Aguirre y H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino – encino en el Norte de México. *Investigaciones Agrarias, Sistema de Recursos Forestales* 10(2):356-366.
- Juárez-Sánchez, M., P.A. Domínguez-Calleros y J. Návar-Chaidez. 2014. Análisis de la estructura silvícola en bosques de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas, Mexico. *Foresta Veracruzana* 16(1):25-34.
- López, J.A.; O.A. Aguirre, E. Alanís, J.C. Monarrez, M.A. González y J. Jiménez. 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques* 23(1): 39-51.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 p.

- Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. Publicación del Instituto Biología Aplicada. Barcelona, España. (9):5–27.
- McRoberts, R. E.; E.O. Tomppo y E.L. Czaplewski. 2015. Diseños de muestreo de las evaluaciones forestales nacionales. FAO – SLU. 1- Roma, Italia. 21p.
- Méndez, C., E. Alanís, J. Jiménez, O.A. Aguirre, y E.J. Treviño. 2014. Análisis de la regeneración postincendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. Ciencia UANL 17(69):63-70.
- Mora, C.A. y E. Alanís. 2016. Resiliencia de bosques de pino-encino en América: Una visión global del estado actual. Revista Forestal Mesoamericana KURÚ. 13(36):1-2.
- Mostacedo, B. y T.S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia. 87p.
- Ozdemir, I., K. Ozkan, A. Mert, U.Y., Ozkan, O. Senturk y O. Alkan. 2012. Mapping forest stand structural diversity using Rapideye satellite data. Recuperado de http://congrexprojects.com/docs/12c04_docs2_poster2_6_ozdemir.pdf (Acceso el 13 de septiembre de 2017).
- Pretzsch, H. 2009. Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model. Springer-Verlag Berlín Heidelberg, Alemania. 664p.
- Rubio, E.A., M.A. González, J. Jiménez, O.A. Aguirre, D.Y. Ávila y E. Alanís. 2014. Diversidad y distribución vertical de especies mediante el índice de Pretzsch. Ciencia UANL 17(65):34-41.
- Rubio, E.A., M.A. González, W. Himmelsbach, D.Y. Ávila, E. Alanís y J. Jiménez. 2017. Patrones de distribución espacial del arbolado en un bosque mixto de

pino – encino del Noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:113-121.

Sánchez, J., P.A. Domínguez y J. Návar. 2014. Análisis de la estructura silvícola en bosques de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas, México. *Foresta Veracruzana*. 16(1):25-34.

Saravanan, S., K. Ravichandran, A. Balasubramanian y K. Paneerselvam. 2013. Structure and floristic composition of tree diversity in Andaman tropical evergreen forest of middle Andaman, India. *Indian Journal of Forestry* 36(2):167-171.

Seppelt, R. C.F. Dormann, F.V. Eppink, S. Lautenbach. y J.S. Schmidt. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48:630-636.

Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. En: *The mathematical theory of communication*. Shannon C.E. y Weaver W. (Ed). University of Illinois Press Urbana. Champaign, Illinois, Estados Unidos. 29-125 p.

Torres, L.M., J.A. Sánchez y J. Jiménez. 2006. Análisis estructural de un ecosistema forestal de *Pinus – Quercus* en la Sierra Madre Oriental. *Revista Ciencia Forestal en México* 31(100):7-30.

Zacarías, L.E., G. Cornejo, J. Cortés, N. González, y G. Ibarra. 2011. Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(3):854-869.

CAPÍTULO V.

CONCLUSIONES GENERALES

V.- Conclusiones Generales

Los incendios derivados de las actividades antropogénicas en la región, son un factor relacionado directamente con la ausencia de materia orgánica en la capa superficial del suelo forestal, y la ausencia de cobertura vegetal en las áreas siniestradas.

El cambio de uso de suelo para la práctica de actividades agrícolas está influyendo negativamente; más que la ganadería, que los aprovechamientos forestales y el crecimiento de la mancha urbana, siendo un fenómeno que incide en los procesos naturales de sucesión ecológica y de restauración de los ecosistemas.

Los efectos ocasionados por la frecuencia e intensidad de los incendios, sobre la cobertura, la estructura y la biodiversidad regional, han dejado el bosque susceptible a plagas y erosión, modificando los patrones de la producción hidrológica y la regulación de los caudales hídricos.

El aumento en la rentabilidad de los cultivos intercalados con el bosque de la región, representa un interés económico importante para la población local, por lo que se proyecta una tendencia de incremento en la apertura de nuevas zonas de cultivo, y se considera que esta actividad podría ser en corto plazo, la causa más importante de deforestación, pérdida de biodiversidad, disminución del flujo superficial de agua y la ausencia gradual de las funciones ecológicas y los servicios ambientales del ecosistema.

Es necesario trabajar con los usufructuarios de las parcelas, en el desarrollo e implementación de estrategias de manejo sustentable que contemple acciones de restauración ecológica y disminuyan la apertura del bosque para nuevos cultivos.

VI.- Literatura Citada

Alanís E.; J. Jiménez, D. Espinoza; E. Jurado; O. A. Aguirre, M. A. González. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista Chapingo Serie Forestales y del Ambiente*, 14(2): 113–118.

Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando, M.; Aguirre, O. A.; Treviño, E. J. y García, P. C. (2010). Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y bosques*, 16(4), 39-54.

Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; Pando, M.; Aguirre O.; Treviño, E. J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(1):31-39.

Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; González, M. A.; Aguirre, O. A.; Treviño, E. J. (2012). Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83(4): 1208-1214. DOI: 10.7550/rmb.29708.

Ávila-Flores, D.; Pompa-García, M.; Antonio-Nemiga, X.; Rodríguez-Trejo, D. A; Vargas-Pérez, E.; Santillán-Pérez, J. (2010). Driving factors for forest fire occurrence in Durango State of Mexico: A geospatial perspective. *Chinese Geographical Science* 20(6):491-497.

Beaty, R. M.; Taylor A. H. (2008). Fire history and the structure and dynamics of a mixed conifer forest landscape in the northern Sierra Nevada, Lake Tahoe Basin, California, USA. *Forest Ecology and Management*, 255:707–719. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.044.

Calvo, L.; Santalla, S.; Valbuena, L.; Marcos, E.; Tárrega, R.; Luis-Calabuig, E. (2008). Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology* 197:81-90.

Castellanos, J. F.; Treviño, E. J.; Aguirre, O. A.; Jiménez, J.; Velázquez, A. (2010). Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 1(2):29-52.

Chávez, A.; Xelzuantzi, J.; Rubio, E. A.; Villanueva, J.; Flores, H.; De la Mora, C. (2016). Caracterización de cargas de combustibles forestales para el manejo de reservorio de carbono y la contribución al cambio climático. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 13(1):2589-2600.

Christie DA. JJ Armesto. (2003). Regeneration microsites and tree species coexistence in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 91:776–784. doi: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00813.x>.

Comisión Nacional Forestal, CONAFOR. (2013). Programa Estratégico Forestal para México 2025. México, D.F. 2013. Obtenido de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/307Programa%20Estrat%C3%A9gico%20Forestal%202025.pdf>.

- Del Río, M.; Montes, F.; Cañellas, I.; Montero, G.; (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistemas de Recursos Forestales*, 12 (1), 159-176. doi:10.5424/795.
- Delgado, D.A.; Heynes, S.A.; Mares, M.D.; Piedra, N.L.; Renata, F.I.; Rodríguez, K.; Villanueva, A.I.; González, M.S. y Ruacho, L. (2016). Diversidad y estructura arbórea de dos rodales en Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 7 (33), 94 – 107.
- Drury, S. A.; T. T. Veblen. (2008). Spatial and temporal variability in fire occurrence within the Las Bayas Forestry Reserve, Durango, Mexico. *Plant Ecology* 197:299-316.
- Flores, M.; Jiménez, J.; Madrigal, X.; Moncayo, F.; Takaki, F. (1971). Memoria del mapa de tipos de vegetación de la República Mexicana. Secretaría de Recursos Hidráulicos, México, DF. 59 pp.
- Franklin, J. F.; Spies, T. A.; Van Pelt, R.; Carey, A. B.; Thornburgh, D. A.; Berg, D. R.; Lindenmayer, D. B.; Harmon, M. E.; Keeton, W. S.; Shaw, D. C.; Bible, K. y Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forest as an example. *Forest Ecology and Management*. 155(1): 399-423.
- Fulé, P. Z.; W. W. Covington. (1994). Fire regime disruption and pine–oak forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *Restoration Ecology* 2:261–272.

Fulé P. Z.; W. W. Covington, (1997). Fire regimens and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Acta Botánica Mexicana* 41:43-79.

Gadow, K. V.; Sánchez, O. S.; Álvarez, J.G. (2007). *Estructura y Crecimiento del Bosque*. Universidad de Göttingen, Alemania. 287 pp.

Gallegos A, G González, R Cabrera, C Marcelli, E Hernández. (2014). Efecto de la recurrencia de incendios forestales en la diversidad arbórea. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(24):110-125.

González M. A. (2005). *Fire History and Natural Succession after Forest Fires in Pine-Oak Forest, an Investigation in the Ecological Park "Chipinque", Northeast Mexico*. Sierke. Gotinga, Alemania. 92 pp.

González, M. A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Himmelsbach, W. (2007). Reconstrucción del historial de incendios forestales y estructura forestal en bosques mixtos de pino en la Sierra Madre Oriental. *Maderas y Bosques* 13(2):51-63.

González M. A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*. 256: 161–167. doi: 10.1016/j.foreco.2008.04.021.

Graciano, G.; Aguirre, O. A.; Alanís, E. y Lujan, J. E. (2017). Composición, estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del Noreste de México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*. 4 (12), 535 – 542.

Gutiérrez AG, JJ Armesto, JC Aravena. (2004). Disturbance and regeneration dynamics of an old-growth North Patagonian rain forest in Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 92:598–608. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00891.x>.

Hernández, J.; Aguirre, O.; Alanís, E.; Jiménez, J.; González, M. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19 (3), 189-199.

INEGI, Censo de Población y Vivienda, (2005).

Iniguez, J. M.; Swetnam, T. W.; Yool, S. R. (2008). Topography affected landscape fire history patterns in southern Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 256:295-303.

Jardel, E. J.; Alvarado E.; Morfín, J. E.; Castillo, F.; Flores, F. G. (2009). Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México. En: Flores, J. G. (Coord.). Impacto ambiental de incendios forestales. Mundi Prensa México, México DF. Pp. 73–100. http://148.202.114.23/derns/wp-content/files_flutter/13165309552009Jardeletal_RegFuegoMex.pdf.

Jiménez, J, E. Alanís. (2011). Análisis de la frecuencia de los incendios forestales en la Sierra Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América. *Ciencia UANL* 14:255–263.

Kimmins, J.P. (1997). Biodiversity and its relationship to ecosystem health and integrity. *For. Chron.* 73:229-232.

Lähde, E.; Laiho, O.; Norokorpi, Y.; Saksa, T. (1999). Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology and Management* 115(2): 213-220.

López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Monárrez-Gonzalez, J. C., González-Tagle, M. A. y Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23 (1), 39-51. doi:10.21829/myb.2017.2311518

Jiménez, J.; Aguirre, O. A. y Kramer, H. (2001). Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino – encino en el Norte de México. *Investigaciones Agrarias, Sistema de Recursos Forestales*. 10 (2). 356 – 366.

Luna I, J Llorente. (1993). Historia Natural del Parque Ecológico Estatal Omiltemi, Chilpancingo, Guerrero, México. CONABIO-UNAM. México, D.F. No. SB 484. M6. H57.

Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford. 256 p.

- Margalef R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 9:5–27.
- Martínez, R.; D. A. Rodríguez. (2003). Los incendios forestales en México y América Central. Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales: Una visión global. 767-779.
- Martínez, H. C.; D. A. Rodríguez. (2008). Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia*, 33:337–344.
- McRoberts, R. E.; Tomppo, E. O. y Czaplewski, R. L. (2015). Diseños de muestreo de las evaluaciones forestales nacionales. FAO – SLU. Pp 1 – 21.
- Méndez, C.; Alanís, E.; Jiménez, J.; Aguirre, O. A.; Treviño, E. J. (2014). Análisis de la regeneración postincendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. *Ciencia UANL*, 17(69): 63-70.
- Mora, C. A.; Alanís, E. (2016). Resiliencia de bosques de pino-encino en América: Una visión global del estado actual. *Revista Forestal Mesoamericana KURÚ*. 13(36): 1-2.
- Moreno C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. Manual y Tesis SEA*. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83pp.

Mostacedo, B. y Fredericksen, T.S. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.

Ozdemir, I.; Ozkan, K.; Mert, A.; Ozkan, U.Y.; Senturk, O. y Alkan, O. (2012). Mapping forest stand structural diversity using Rapideye satellite data. Recuperado de http://congrexprojects.com/docs/12c04_docs2/poster2_6_ozdemir.pdf (Acceso el 13 de septiembre de 2017).

Parker G, M Brown. (2000). Forest canopy stratification, is it useful? *American Naturalist*, 155:473–484. <http://dx.doi.org/10.1086/303340>.

Pretzsch H., (1996). Strukturvielfalt als Ergebnis wald-baulichen Handelns. *Allg. Forst.-u. J.-Ztg.* 167(11), 213-221.

Pretzsch, H. (2009). *Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model*. Springer-Verlag Berlín Heidelberg, Alemania. 664 p.

Rao VS. 2015. *Transgenic Herbicide Resistance in Plants*. Boca Raton, Florida: CRC Press. 211 p.

Rodríguez-Trejo, D. A.; P. Z. Fulé. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.

Rodríguez, D. A. (2008). Fire Regimes, Fire Ecology, and Fire Management in Mexico. *A Journal of the Human Environment*, 37(7):548–556. doi: <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-37.7.548>.

Rodríguez-Trejo, D. A.; R. L. Myers. (2010). Using oak characteristics to guide fire regime restoration in Mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration* 28:304-323.

Rubio, E.A., González, M.A., Jiménez, J., Aguirre, O.A., Ávila, D.Y., Alanís, E. (2014). Diversidad y distribución vertical de especies mediante el índice de Pretzsch. *Ciencia UANL* 17(65):34-41.

Rubio, E. A.; González, M. A.; Benavides, J. D.; Chávez, A. A.; Xelhuantzi, J. (2016). Relación entre necromasa, composición de especies leñosas y posibles implicaciones del cambio climático en bosques templados. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 13(1):2601-2614.

Rubio, E.A.; González, M.A.; Himmelsbach, W.; Ávila, D.Y.; Alanís, E. y Jiménez, J. (2017). Patrones de distribución espacial del arbolado en un bosque mixto de pino – encino del Noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 88:113-121.

Sánchez, J.; Domínguez, P.A. y Návar, J. (2014). Análisis de la estructura silvícola en bosques de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas, México. *Foresta Veracruzana*. 16 (1), 25 – 34.

- Saravanan, S.; Ravichandran, K.; Balasubramanian, A.; Paneerselvam, K. (2013). Structure and floristic composition of tree diversity in Andaman tropical evergreen forest of middle Andaman, India. *Indian Journal of Forestry*, 36 (2), 167-171.
- SEMARNAT (2010). Diario Oficial de la Federación (DOF), jueves 30 de diciembre de 2010.
- Seppelt, R.; Dormann, C. F.; Eppink, F. V.; Lautenbach, S.; Schmidt, J. S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48:630-636.
- Shannon, C. (1948). The mathematical theory of communication. En: The mathematical theory of communication. Shannon C.E. y Weaver W. (Ed). University of Illinois Press Urbana. p. 29-125.
- Taylor, A. H. (2010). Fire disturbance and forest structure in an old-growth *Pinus ponderosa* forest, southern Cascades, USA. *Journal of Vegetation Science*, 21(3):561–572. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01164.x.
- Torres, L.M.; Sánchez, J.A. y Jiménez, J. (2006). Análisis estructural de un ecosistema forestal de *Pinus* – *Quercus* en la Sierra Madre Oriental. *Revista Ciencia Forestal en México*. 31(100), 7 – 30.
- Velázquez L, K López. (2014). Efecto post-incendio en bosques de pino del trópico seco de Nicaragua. *Revista Científica de FAREM-Estelí. Medio Ambiente, Tecnología y Desarrollo Humano*. 3(11):91-101.

- Vidal, O. J.; A. Reif. (2011). Effect of a tourist-ignited wildfire on *Nothofagus pumilio* forests at Torres del Paine biosphere reserve, Chile (Southern Patagonia). *Bosque* 32:64-67.
- Villarreal, M. L.; S. R. Yool. (2008). Analysis of fire-related vegetation patterns in the Huachuca Mountains, Arizona, USA, and Sierra los Ajos, Sonora, Mexico. *Fire Ecology* 4(1):14-33.
- Weiguo, S.; Sha, C.; Guangqi, L.; (2008). Dynamics of leaf area index and canopy openness of three forest types in a warm temperate zone. *Frontiers of Forestry in China* 3:416-421.
- Woods, S. W.; Birkas, A.; Ahl, R. (2007). Spatial variability of soil hydrophobicity after wildfires in Montana and Colorado. *Geomorphology* 86:465-479.
- Xelhuantzi, J. G.; Flores, A.; Chávez, A. (2011). Análisis comparativo de carga de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 2(3):37-52.
- Zacarías, L.E.; Cornejo, G.; Cortés, J.; González, N. e Ibarra, G. (2011). Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(3), 854-869.
- Zar J. (2010). *Biostatistical Analysis*. New Jersey, United States of America, 5th Edition. Prentice Hall, 960 p.