

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



**ANÁLISIS DE LA VEGETACIÓN EN UN BOSQUE EN ÁREAS POST-  
INCENDIO MEDIANTE ÍNDICES E INDICADORES ECOLÓGICOS Y SUS  
IMPLICACIONES CON LA FILOGENIA**

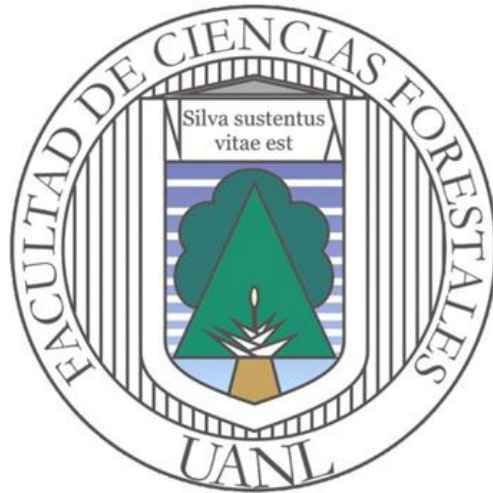
POR

**ING. DEISY PEÑAFLORES RAMÍREZ**

**COMO REQUISITO PARA OPTAR POR EL GRADO DE  
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

**JUNIO, 2017**

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



**TESIS**

**ANÁLISIS DE LA VEGETACIÓN EN UN BOSQUE EN ÁREAS POST-  
INCENDIO MEDIANTE ÍNDICES E INDICADORES ECOLÓGICOS Y SUS  
IMPLICACIONES CON LA FILOGENIA**

**POR**

**ING. DEISY PEÑAFLOR RAMÍREZ**

**COMO REQUISITO PARA OPTAR POR EL GRADO DE  
MAESTRIA EN CIENCIAS FORESTALES**

**LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO**

**JUNIO, 2017**

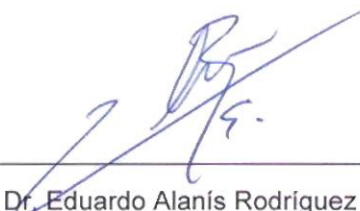
**ANÁLISIS DE LA VEGETACIÓN EN UN BOSQUE EN ÁREAS POST-  
INCENDIO MEDIANTE ÍNDICES E INDICADORES ECOLÓGICOS Y SUS  
IMPLICACIONES CON LA FILOGENIA.**

Aprobación de tesis



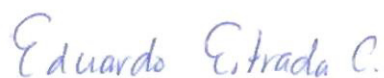
---

Dr. Enrique Jurado Ybarra  
DIRECTOR DE TESIS



---

Dr. Eduardo Alanís Rodríguez  
ASESOR



---

Dr. Andrés Eduardo Estrada Castillón  
ASESOR

Junio de 2017

Declaro que la presente investigación es original y se desarrolló para obtener el título de Maestría en Ciencias Forestales. Donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.



---

ING. DESIY PEÑAFLORES RAMIREZ

JUNIO DE 2017

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por brindarme la oportunidad de participar como becario para la realización de esta tesis en el proyecto: Germinación, facilitación y competencia entre plántulas del noreste de México bajo cambio climático inducido y su relación con la filogenia (Convocatoria CB2015, Proyecto 0255453), cuyo responsable del proyecto es el Dr. Enrique Jurado Ybarra.

Al Dr. Enrique Jurado por su apoyo y orientación en la realización de esta investigación. Gracias por cada una de sus sugerencias acertadas que me ayudaron a realizar y darle forma a este trabajo. De manera personal muchas gracias por su amistad, comprensión, paciencia y por cada una de las palabras de apoyo en los momentos difíciles durante mi tiempo cursando la maestría. De corazón gracias por confiar en mí.

Al comité de tesis el Dr. Eduardo Estrada y el Dr. Eduardo Alanís por aceptar ser asesores en este comité. Gracias por siempre estar en la mejor disposición para mejorar el documento y darme palabras de aliento para seguir superándome en la vida. Gracias por cada platica y su confianza.

Al Parque Ecológico Chipinque A.C. por todas las facilidades otorgadas para el desarrollo y establecimiento de esta investigación. Gracias al departamento de investigación por la información técnica e imágenes que me facilitaron para realizar con éxito esta investigación.

A mis compañeros y amigos de generación: Ing. Ana María Patiño, Ing. Edmar Meléndez, Ing. Daniel Ruiz y a la Lic. Carolina Sánchez. Gracias por su apoyo en campo, y por cada platica y experiencia vivida a su lado. También gracias a los ingenieros. María de Jesús Rodríguez y Tania Sarmiento Muñoz por su apoyo moral y salidas a campo. Al MC. Jonathan Marroquín por su tiempo brindado y asesorías para el análisis de datos.

Gracias a mis amigos (Vicky, Corina, Yiyi, Laura, Mario Edgardo, Eliseo, Juan, Mara, Norma y Jackie) que de manera directa o indirecta me brindaban su apoyo para seguir adelante. Así mismo a mis amigos de Autlán (Estefanía, Larissa y Rubén) que sin importar la distancia siempre estuvieron al tanto de mis avances brindándome palabras de aliento para seguir adelante. Mi más sincero agradecimiento a todos ustedes.

Un agradecimiento especial a mi novio Javier Córdova Sánchez por tu apoyo incondicional y cada palabra de aliento para seguir adelante. Gracias por estar conmigo de principio a fin durante esta etapa.

## DEDICATORIA

**A Dios:**

Por ser mi fortaleza y regalarme la oportunidad de cumplir esta meta.

A mis Padres:

***Mario Felipe Peñafior Balboa y Norma Esthela Ramírez Almaguer***

Por ser mi motor y mi más bello ejemplo de vida, porque desde niña me prepararon para ser una persona de bien, con sueños y capaz de luchar por ellos. Amándome, apoyándome y creyendo siempre en mí.

A mis hermanos:

***Adalberto Peñafior Ramírez***

***Heriberto Peñafior Ramírez***

***Gudberto Peñafior Ramírez***

Por formar parte de mis días brindándome su amor incondicional de esa forma tan característica que solo los hermanos lo sabemos hacer.

Porque Jehová da la sabiduría, y de su boca viene el conocimiento y la inteligencia. El provee de sana sabiduría a los rectos; Es escudo a los que caminan rectamente. Es el que guarda las veredas del juicio, y preserva el camino de sus santos. Entonces entenderás justicia, juicio y equidad, y todo buen camino. Cuando la sabiduría entrare en tu corazón, y la ciencia fuere grata a tu alma, La discreción te guardará; Te preservará la inteligencia.

Proverbios 2:6-11

## INDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
ANTECEDENTES.....	4
HIPÓTESIS .....	8
OBJETIVOS .....	9
MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
Área de Estudio .....	10
Muestreo por cuadrantes .....	12
Análisis de datos.....	12
RESULTADOS .....	15
Indicadores Ecológicos .....	15
Índice de similitud .....	19
Comparaciones.....	19
Correlación de los datos de Filogenia .....	24
DISCUSIÓN.....	25
CONCLUSIONES .....	29
BIBLIOGRAFÍA.....	31

## **RESUMEN**

En el presente trabajo se analiza el bosque de pino-encino en áreas post-incendio y un área de referencia en el Parque Ecológico Chipinque, el cual forma parte del Área Natural Protegida Parque Nacional Cumbres de Monterrey ubicado en los municipios de Monterrey y San Pedro Garza García, Nuevo León. Los bosques templados del Parque Ecológico Chipinque son de gran importancia debido a los servicios ambientales que proveen. Por medio de visitas a campo se toman los datos para el análisis de la vegetación. La vegetación se analiza mediante indicadores ecológicos, distribución y abundancia de especies arbóreas, índice de distribución vertical, diversidad alfa, diversidad beta y la relación de las especies presentes con su filogenia. Se comparan los resultados con estudios previos para ver el efecto que la restauración ha tenido por medio de análisis de varianza y regresiones. En los resultados se registraron tres 11 familias, 11 géneros y 18 especies. La familia Fagaceae fue el grupo con mayor número de especies registradas, con un total de seis especies. El género con el mayor número de especies fue *Quercus*, siendo *Q. rysophylla* la especie con mayor índice de valor de importancia. Las áreas que comparten más especies, son las áreas de referencia y no restaurada de la exposición noreste. En los sitios evaluados, las especies más abundantes no presentan una relación significativa con las especies menos abundantes en función de su distancia filogenética.

## **SUMMARY**

In this study, we analyze pine-oak forest in areas previously burnt and one without evidence of fire in Parque Ecológico Chipinque which is part of the Natural protected area Parque Nacional Cumbres de Monterrey. This park is in the outskirts of Monterrey and San Pedro Garza García cities in the northeastern Mexican state of Nuevo León. Temperate forests of this park are important due to the environmental services they provide. Thorough field visits we collected field data for vegetation analyzes. Data include plant species distribution and abundance, ecological indicators, vertical distribution index, alfa diversity, beta diversity. and the relation of the species with their phylogeny. Results were compared with previous studies to determine the



effect of restoration using ANOVA and regressions. There were eleven plant families, eleven genera and eighteen species. *Quercus* had most species and *Q. rysophylla* the highest importance value. The areas that share more species, were the areas of reference and not restored at the northeast slope. In the evaluated sites, the most abundant species did not present a significant relation with the less abundant species according to their phylogenetic distance.

## INTRODUCCIÓN

Los disturbios son eventos discretos en el tiempo, que modifican la estructura de un ecosistema, comunidad o población y cambian el ambiente físico, sustrato o la disponibilidad de recursos (Corral *et al.*, 2002; Caribello, 2003). Su constante presencia a lo largo del tiempo contribuye a la gran pérdida de biodiversidad de los ecosistemas forestales (Lindenmayer *et al.*, 2000). El deterioro de éstos se acentúa por diversos factores, que inciden en su degradación y deforestación, siendo los incendios uno de los disturbios más importantes (González *et al.*, 2005).

El fuego al igual que otros disturbios (e. g. viento, agua) es un factor que se encuentra presente de manera natural en muchos ecosistemas y paisajes a lo largo del mundo (Whelan, 1995). Los incendios forestales son una perturbación de gran impacto socioeconómico y ambiental, cuya severidad y recurrencia se prevé que irá en aumento como consecuencia de los efectos del cambio climático. El mayor número de incendios con altos niveles de severidad y que afectan a grandes superficies dificulta la toma de decisiones en la restauración de estos ecosistemas (Madrigal, J *et al.*, 2011).

Esto ha llevado a que se realicen investigaciones científicas en ecología de fuegos en algunos países, especialmente en los Estados Unidos, Canadá y Australia. Estos países han desarrollado estrategias para manejar y suprimir incendios forestales, pero también han aprendido a aceptar e integrar la ocurrencia de estos eventos naturales en programas de restauración, conservación y manejo (Wouters, 1993; Bergeron *et al.*, 2003; Stephens y Ruth, 2005)

En México, la tercera causa de pérdida de vegetación natural son los incendios forestales, sólo por debajo de la tala ilegal y la transformación de terrenos forestales a agrícolas y ganaderos (SEMARNAT 2006, Torres-Rojo *et al.*, 2007).

Para el caso de México los incendios forestales son un fenómeno ampliamente distribuido en los ecosistemas, principalmente en áreas naturales protegidas, tales como parques nacionales, reservas de la biosfera entre otros (Jardel et al., 2003; Rodríguez y Fulé, 2003). Ocupando así el octavo lugar entre los países que pierden sus bosques por causa de los incendios, siendo el 90% de ellos superficiales. En la década de los noventa se registraron 7839 incendios por año, los cuales consumieron 267000 hectáreas anualmente (Juárez y Cano, 2007).

De manera natural o inducida, en nuestro país, año con año ocurren incendios durante la temporada seca. En algunas situaciones se considera que los incendios provocan graves daños a los ecosistemas y, por otro lado, en sus manifestaciones más destructivas, eliminan la mayor parte de la vegetación y la fauna silvestre (Marroquín et al., 2006). Estos eventos modifican la estructura, composición y diversidad del elemento arbóreo (Alanís *et al.*, 2008; González *et al.*, 2008).

De acuerdo con las estadísticas oficiales en el año de 1998 cerca de 9000 incendios devastaron aproximadamente 220 000 ha de bosques. Para el año 2003 se consumieron cerca de 100 000 ha de áreas boscosas y hacia el mes de octubre de 2006 se han registrado 8 657 incendios forestales afectando una superficie de alrededor de 240 000 ha (CONAFOR, 2006).

Ante esta situación surge la necesidad de tomar medidas efectivas que eviten la pérdida de vegetación natural, promuevan su conservación y recuperación total o parcial de la misma. En tal escenario la restauración ecológica es una viable opción para la recuperación de áreas degradadas (Espinoza, 2009). La restauración ecológica es el proceso de ayudar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER, 2004).

Por lo tanto, es necesario realizar monitoreos y análisis de vegetación de las áreas afectadas a corto, mediano y largo plazo generando información necesaria para comprobar el éxito de la restauración. Sin embargo, esta práctica es la menos realizada. Ruiz y Mitchell, (2005) analizaron todas las publicaciones de restauración ecológica desde 1993 hasta el 2003 en “Restoration Ecology” y encontraron que de 468 trabajos sólo 68 de estos evaluaron el éxito de la restauración.

A la par de estos requerimientos es importante conocer la filogenia de las especies del sitio. La filogenia proporciona una vía para la conexión de los factores macro-evolutivos y locales que afectan a la convivencia y para comprender cómo las diferencias entre especies complejas afectan a múltiples funciones de los ecosistemas. Revelando así la importancia de la diferenciación entre especies filogenéticamente relacionadas, que pueden ser esenciales para comprender sustituciones de especies a lo largo de gradientes ambientales y la acción combinada de filtrado del medio ambiente y la limitación de similitud dentro de las comunidades. (Bello *et al.*, 2017).

La facilitación y la competencia son las interacciones ecológicas que son cruciales para la organización de las comunidades vegetales. Interacciones de facilitación tienden a ocurrir entre especies alejadas, mientras que la fuerza de la competencia tiende a disminuir con la distancia filogenética. El equilibrio entre los dos tipos de interacciones determinará en última instancia la composición específica de las asociaciones de especies múltiples (Castillo *et al.*, 2010)

## ANTECEDENTES

Durante los años 1997 y 1998, incendios forestales sin control quemaron extensas superficies en Indonesia, Australia, Brasil, Canadá, Rusia, Estados Unidos de América y México. Las condiciones extremas de baja humedad relativa del aire y del contenido de humedad de la vegetación, las altas temperaturas y los vientos cálidos, todas alteraciones ocasionadas por “El Niño”, favorecieron la iniciación y propagación de muchos de estos siniestros (Castillo et al., 2003; Meerhoff, 2008; Alanís, 2010).

En 1997 y 1998 se presentó una alta incidencia de incendios forestales en el mundo, en México se quemaron 585,000 ha (CONAFOR, 2007). Esta oleada de incendios afectó una tercera parte del PECh, que impactó más de 500 ha de bosques templados (Alanís, 2010).

El incendio fue superficial y de copa y duró seis días. Como resultado del incendio, los elementos arbóreos sufrieron un daño total de la parte aérea. Como estrategia evolutiva *Pinus pseudostrabus* tiende a resistir los incendios debido a su gruesa corteza y a la protección de las yemas terminales (Rodríguez y Fulé, 2003), pero debido a la intensidad y duración del incendio no hubo sobrevivencia de esta especie en el área. En cambio, las especies del género *Quercus* tienen como estrategia evolutiva la capacidad de rebrotar (Zavala, 2000; Moreira et al., 2008; Catry et al., 2009)

Los bosques templados del Parque Ecológico Chipinque (PECh) son de gran importancia debido a los servicios ambientales que proveen al Área Metropolitana de Monterrey (Alanís, 2010) por eso , para la recuperación de las áreas afectadas se recurrió a la restauración ecológica (Mayer, 2006) dirigida por un grupo multidisciplinario conformado por personal del PECh y la Universidad Autónoma de Nuevo León, que con fondos empresariales, gubernamentales y de la sociedad civil se implementó eficientemente (Alanís, 2010).

En la zona de estudio se han desarrollado investigaciones sobre el historial de incendios forestales (González *et al.*, 2007; González *et al.*, 2008), diversidad de especies herbáceas en las primeras etapas sucesionales (Alanís, 1999; Romero, 2009).

Alanís (2010) realizó diez años después del incendio (2008) un análisis comparativo de la diversidad del elemento arbóreo del área restaurada y otra regenerada naturalmente, concluyendo que los ecosistemas de *Pinus-Quercus* impactados post-incendio del noreste de México están constituidos predominantemente por especies del género *Quercus* sp. Solo área restaurada presenta como segunda especie más importante a *Pinus pseudostrobus*, debido a las acciones de reforestación implementadas para incrementar la presencia de la especie, ya que es un elemento clave en los ecosistemas maduros del área de estudio (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008). Ambas áreas no presentan diferencias estadísticas significativas en la diversidad, abundancia y dominancia.

Una acción similar reporta Jardel *et al.*, (2003) para la reserva de la biosfera Sierra de Manantlan donde se restauraron áreas afectadas por incendios forestales con acciones de: supresión de incendios, exclusión de ganado mayor y la suspensión de la explotación de madera; como resultado se observó una rápida recuperación de la cobertura del bosque: de cubrir 64% del área en 1986, paso a cubrir el 84% en el año 2000, esta rápida regeneración del bosque de pino en las áreas incendiadas se vio beneficiada por la ausencia de fuego, favoreciendo el reemplazo de los pinos por latifoliadas que se establecieron bajo su sombra. Se realizaron plantaciones de *Pinus pseudostrobus* y al año de verifíco un 95% de sobrevivencia, aunado a esto se hicieron trabajos de chaponeo para controlar la competencia de la reforestación y la regeneración natural establecida con herbáceas y arbustivas.

Madrigal, J *et al.*, (2011) en su trabajo nos reporta que: en los ecosistemas mediterráneos, los incendios forestales se están convirtiendo en una cuestión prioritaria debido a su gravedad y recurrencia, de forma que se espera que siga siendo un problema de difícil solución a mediano y largo plazo. Por tal razón, diversas iniciativas internacionales, a las cuales se está sumando la Unión Europea a través del Instituto Forestal Europeo (EFI, EFIMED) y la propuesta de la Mediterranean Forest Research Agenda (EFI, 2010), están asumiendo la realidad de “Convivir con el fuego” (Living with Wildfires). El objetivo de esta iniciativa es ofrecer herramientas de gestión apoyadas en criterios científicos. así como la necesidad de incluir por ello criterios e indicadores de gestión forestal sostenible que tengan en cuenta el riesgo de incendio, admitiendo que la recurrencia de esta perturbación es un elemento importante de muchos ecosistemas.

La gestión de los bosques propensos a incendios es uno de los problemas de los recursos naturales con mayor controversia en los Estados Unidos hoy en día, sobre todo en el oeste del país. La restauración y ordenación de los bosques propensos a incendios debe ser cautelosa, permitiendo o imitando los regímenes de incendios naturales tanto como sea posible y, en general, evitar las prácticas intensivas como la tala posterior al incendio y la siembra (Noss, R. F *et al.*, 2006).

Se estudió una cronosecuencia de incendios severos en Arizona, EE.UU., que abarca de 1 a 18 años después de del incendio para investigar los residuos de leña que quedan después del incendio y la dinámica de regeneración post incendio. En cuanto a la dinámica de regeneración se obtuvo que el repoblamiento y la regeneración fueron dominados comunmente por el brote de las especies caducifolias. En el 50% y el 57% de los sitios, el pino ponderosa (*Pinus ponderosa* C. Lawson var. *Scopulorum* Engelm.) no estaba presente en la superficie, lo que indica que muchos sitios experimentan periodos prolongados como matorrales o pastizales en lugar de regresar rápidamente al bosque de pino. Se necesita más tiempo para ver si estos

patrones se mantendrán estables, pero existen importantes obstáculos para la recuperación de los bosques de pino: la competencia con las especies y / o gramíneas brotantes, la falta de fuentes de semillas y la previsión de condiciones climáticas más cálidas y secas para las próximas décadas (Roccaforte, J. P et al., 2012).

Castillo et al., (2010) estudiaron cómo diferentes especies, al componer parches discretos en el centro de México, ejercen efectos competitivos o facilitadores sobre semillas y plántulas. Relacionaron estas interacciones con las relaciones filogenéticas entre las especies de nodrizas y las especies beneficiarias, y entre los miembros de los parches. Las tasas de supervivencia y crecimiento del cactus columnar *Neobuxbaumia mezcalaensis* estuvieron alta y positivamente relacionadas con el aumento de la distancia filogenética a diferentes especies de nodrizas, la presencia de especies relacionadas en parches y las distancias filogenéticas con el resto de las especies en el parche.



## **HIPÓTESIS**

1. La diversidad en los sitios incendiados es similar a la diversidad de los sitios no incendiados.
2. La diversidad arbórea medida en el 2016 es semejante a la del 2008 dentro del Parque Ecológico Chipinque.
3. Las especies más abundantes serán filogenéticamente más distantes de la especie dominante que las especies menos abundantes.

## OBJETIVOS

### *General:*

Analizar la vegetación post-incendio en un ecosistema de pino-encino dentro del Parque Ecológico Chipinque A. C.

### *Específicos:*

- Determinar los parámetros ecológicos de abundancia ( $Ar$ ), dominancia ( $Dr$ ), frecuencia ( $Fr$ ), e índice de valor de importancia ( $IVI$ ) de las especies en tres diferentes zonas, post-incendio con restauración, post-incendio con regeneración natural y un área de referencia.
- Estimar la diversidad alfa ( $\alpha$ ) de las especies arbóreas establecidas en las tres zonas.
- Cuantificar la diversidad beta ( $\beta$ ) de las áreas de estudio.
- Comparar los parámetros ecológicos y los índices de diversidad entre historias de incendio.
- Determinar si las especies más abundantes son filogenéticamente más distantes de la especie dominante que las especies menos abundantes.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de Estudio

El estudio se realizó en el Parque Ecológico Chipinque (PECh) el cual forma parte del Área Natural Protegida (ANP) Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), y posee una extensión territorial de 1,815 ha, localizadas en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, Nuevo León (Noreste de México). Presenta altitudes que varían de los 750 a los 2,200 m, situándose entre las coordenadas geográficas 100°18' y 100°24' de longitud oeste y 25°33' y 25°35' de latitud norte.

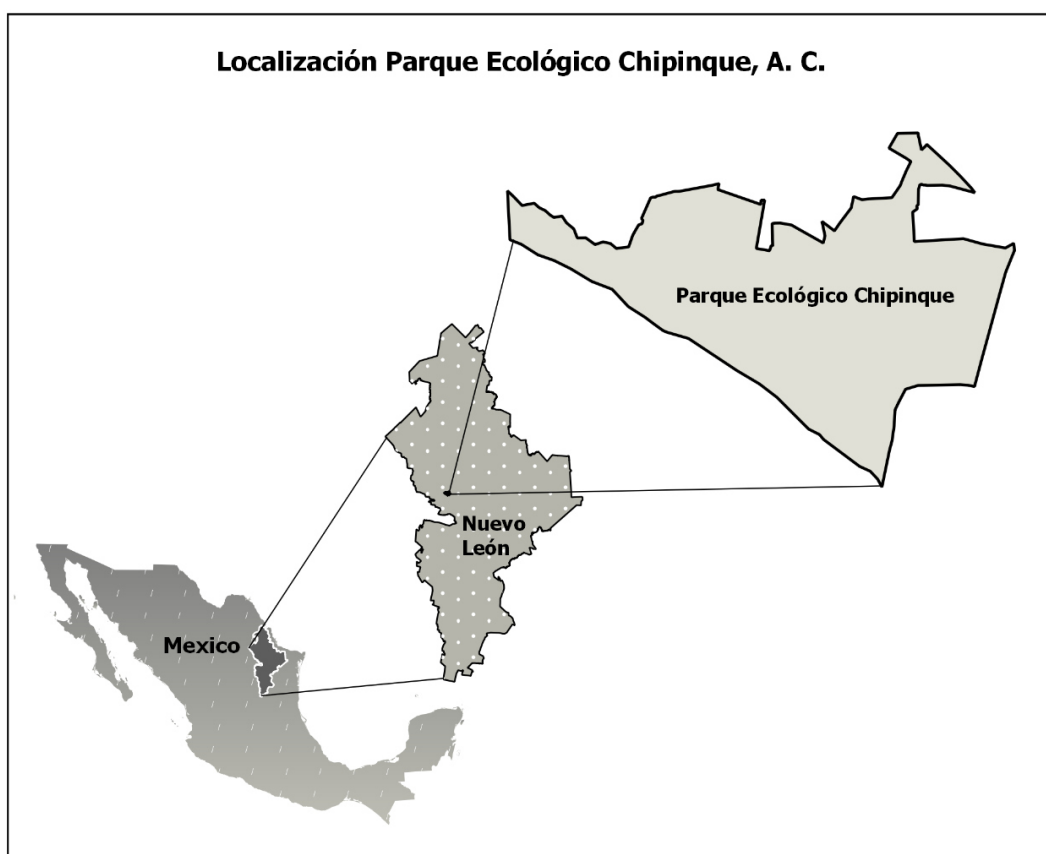


Ilustración 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque, A.C.

El PECh se ubica en la Región Hidrológica 24 denominada Río Bravo; pertenece al sistema de topomorfias Sierra Pliegue Flexionada donde los suelos dominantes son litosol y rendzina (INEGI, 1986). La precipitación varía

de 300 a 600 mm anuales y el clima es semiseco, con lluvias marcadas en verano con una temperatura media anual de 21,3 °C. La temperatura media mensual más cálida está entre 30 y 31 °C y se presenta en los meses de junio, julio y agosto; y la menor se registra en los meses de enero y diciembre con un valor de 13 a 14°C. (INEGI, 1986). Los tipos de vegetación presentes en el PECh son matorral submontano, bosque de encino y bosque de pino-encino (Rzedowski, 1978). El ecosistema maduro de referencia está constituido por un bosque mixto conformado por especies de *Pinus* y *Quercus*, entre las que destacan *Pinus pseudostrobus* (Lindl.), *P. teocote* (Schiede. ex Schltdl. & Cham.) y del género *Quercus*: *Q. rysophylla* (Weath), *Q. laeta* (Liemb), *Q. polymorpha* (Schltdl. & Cham.), *Q. laceyi* (Small) y *Q. canbyi* (Trel.) (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).

Para realizar el análisis de la vegetación y lograr los objetivos trazados en esta investigación, se utilizó la metodología de Alanís (2010), solo para el área de referencia se realizaron recorridos en campo para poder elegir un ecosistema climax con características abióticas similares a los otros dos sitios, que nos represente a la vegetación del bosque pino-encino.

Nuestras áreas incendiadas presentan condiciones ecológicas similares (ecosistema mixto de pino-encino, clima seco, altitud entre 1,100 y 1,150 m, suelo litosol, pendiente entre 30 y 35° y exposición noreste). La única diferencia que presentaban las áreas, es que una se regeneró naturalmente sin intervención humana y en la otra se implementó un programa de restauración ecológica, donde se realizaron prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural. Es importante mencionar que ambas áreas fueron afectadas por incendios en los años de 1972, 1984 y 1998 (González *et al.*, 2007).

Desde el año 1999 hasta el 2003 se realizó un aclareo de las especies herbáceas y arbóreas contiguas a *P. pseudostrobus*, con el objetivo de disminuir la cobertura foliar de los individuos vecinos y así favorecer el

crecimiento de la especie de interés. Para favorecer la formación arbórea de *Quercus* sp., se podaron los vástagos dejando únicamente el que presentaba las mejores características fenotípicas (Alanís, 2010).

#### Muestreo por cuadrantes

Corral *et al.*, (2005) y Alanís *et al.*, (2008) obtuvieron una alta densidad de individuos leñosos ( $d_{0.10} \geq 1$  cm) en el área de estudio, criterio que se eligió para establecer sitios cuadrados de 100m<sup>2</sup>, con una equidistancia de 20 metros para evitar variaciones edáficas y altitudinales. Para estimar el número mínimo de sitios necesarios para obtener información representativa de la diversidad de especies, se elaboró una curva especie-superficie (Mostacedo y Fredericksen 2000) para cada área obteniendo un total de 4 sitios por área.

En los sitios de muestreo se están obteniendo los siguientes parámetros: altura total ( $h$ ) y diámetro ( $d$ ) de las especies arbóreas con un diámetro  $\geq 1$  cm, debido a que se consideran individuos autosuficientes que han superado una de las etapas más críticas de sobrevivencia (Xi *et al.*, 2008). La medición del diámetro se efectuó a 0.10 metros sobre la base del suelo debido a que algunos individuos presentaban bifurcaciones a mayor altura (Alanís *et al.*, 2008). La identificación de especies se realizó directamente en campo, y los ejemplares que se desconocieron se identificaron en laboratorio con ayuda de la guía de Vegetación y flora de Nuevo León (Alanís *et al.*, 1996) o visitas al Herbario de la Facultad de Ciencias Forestales.

#### Análisis de datos

Para evaluar el papel relativo de las especies arbóreas se utilizan los indicadores ecológicos como medida de valoración (Curtis y McIntosh, 1951; Magurran, 2004; Petit, 2008).

Abundancia relativa (AR<sub>i</sub>):

$$AR = \left( \frac{A_1}{\sum A_1} \right) * 100$$

Dominancia relativa (DR<sub>i</sub>):

$$DR = \left( D_i / \sum D_i \right) * 100$$

Frecuencia relativa (FR<sub>i</sub>):

$$FR = \left( F_i / \sum F_i \right) * 100$$

Índice de valor de importancia:

$$IVI = AR_i + DR_i + FR_i$$

### *Diversidad alfa (α)*

Para estimar la diversidad  $\alpha$  se utilizó el índice de Shannon & Weiner ( $H'$ ) (Shannon, 1948) mediante la siguiente ecuación:

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

Donde  $H'_{max}$  es el valor máximo posible de la diversidad.

Para determinar la similitud entre las áreas y la composición florística se realizó un análisis de similitud mediante el índice de Sorensen, para este análisis fue utilizado el Multivariate Statistical Package (MVSP, Kovach 2001)

Para la comparación de los resultados, se utilizó el ANOVA, con los casos donde se comprobó una distribución normal, o en su defecto, su equivalente, la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Wheater & Cook, 2005; Hernández-Salas *et al.* 2013). Las diferencias significativas se analizarán con las comparaciones múltiples de medias de Tukey y de rangos de Nemenyi (Wheater & Cook, 2005; Hernández-Salas *et al.* 2013). Este análisis se realizó mediante el software PAST 1.89 (Hammer *et al.* 2001).

Para evaluar la correlación entre las especies presentes y su filogenia. Se consultaron los datos de las distancias filogenéticas utilizando internet en la página [timetree.org](http://timetree.org) (2017), para analizar los datos se utilizó el programa Excel (2016).

## RESULTADOS

Tomando a consideración el área evaluada, la densidad arbórea  $\geq 1$  cm ( $d0.10$ ) es de 2,650 individuos/hectárea. Se registraron diez familias, once géneros y dieciocho especies. La familia Fagaceae fue el grupo con mayor frecuencia con seis especies. Seguida de las familias Pinaceae, Rosaceae, y Juglandaceae con dos especies cada una y las familias Ericaceae, Cannabaceae, Cornaceae, Lauraceae, Leguminosae y Oleaceae con una especie cada una.

### Indicadores Ecológicos

Para la exposición noroeste, en el área restaurada la densidad arbórea  $\geq 1$  cm ( $d0.10$ ) fue de 2,650 individuos/hectárea y para el área de referencia la densidad fue de 1,825 individuos/hectárea. Se registraron seis familias, seis géneros y trece especies. La familia *Fagaceae* fue el grupo con mayor frecuencia con seis especies, seguida por la familia Pinaceae con dos especies.

La especie ecológicamente más importante y representativa en el área restaurada fue *Quercus rysophylla* con un valor de  $IVI= 63.64\%$ , siendo la especie más abundante, frecuente y dominante. En cambio, para el área de referencia la especie con mayor valor de importancia fue *Ligustrum vulgare* con un valor de  $IVI= 25.79\%$ .

En ambas áreas hay presencia de *Pinus pseudostrobus* pero esta especie no tiene relevancia como las antes mencionadas.

El área restaurada presenta un índice de diversidad  $H'$  de 1.20. con una  $H_{max}$  de 1.94; mientras que el área de referencia presenta un índice de diversidad  $H'$  de 1.91 con una  $H_{max}$  de 2.30.



Sitios	Nombre Científico	Ar%	D <sub>i</sub> %	Fr <sub>i</sub> %	IVI%
Restaurada Noroeste	<i>Arbutus xalapensis</i>	2.83	3.25	2.83	2.97
	<i>Pinus pseudostrobus</i>	9.43	9.52	9.43	9.46
	<i>Pinus teocote</i>	0.94	1.66	0.94	1.18
	<b><i>Quercus rysophylla</i></b>	<b>61.79</b>	<b>67.34</b>	<b>61.79</b>	<b>63.64</b>
	<i>Quercus polymorpha</i>	14.62	10.31	14.62	13.19
	<i>Quercus canby</i>	9.91	7.22	9.91	9.01
	<i>Quercus laeta</i>	0.47	0.7	0.47	0.55
Referencia Noroeste	<i>Arbutus xalapensis</i>	4.11	0.75	4.11	2.99
	<i>Cercis canadensis</i>	17.81	11.54	17.81	15.72
	<i>Juglans mollis</i>	4.11	2.32	4.11	3.51
	<b><i>Ligustrum vulgare</i></b>	<b>30.14</b>	<b>17.10</b>	<b>30.14</b>	<b>25.79</b>
	<i>Pinus pseudostrobus</i>	12.33	35.44	12.33	20.03
	<i>Prunus serotina</i>	1.37	0.24	1.37	0.99
	<i>Quercus canby</i>	4.11	4.10	4.11	4.11
	<i>Quercus laceyi</i>	5.48	9.21	5.48	6.72
	<i>Quercus rysophylla</i>	19.18	18.65	19.18	19.00
	<i>Quercus virginiana</i>	1.37	0.64	1.37	1.13

Tabla 1. Indicadores Ecológicos exposición Noroeste, en negritas la especie con mayor IVI.

Para la exposición noreste se evaluaron tres áreas, una restaurada, no restaurada y el área de referencia. Se registraron nueve familias, nueve géneros y dieciséis especies siendo la familia Fagaceae el grupo mayormente representado con seis especies.

La densidad arbórea  $\geq 1$  cm ( $d0.10$ ) para el área restaurada fue de 4,100 individuos/hectárea, en cambio para el área no restaurada fue de 3,675 individuos/hectárea y para el área de referencia 1,725 individuos/hectárea (Tabla 2). La especie ecológicamente más importante y representativa en las tres áreas fue *Quercus rysophylla* con un valor de  $IVI= 49.70\%$  para el área restaurada, un  $IVI=70.05$  para el área no restaurada y un  $IVI=36.21\%$  para el área de referencia.

El área restaurada presenta un índice de diversidad  $H'$  de 1.75. con una  $H_{max}$  de 2.48; mientras que el área no restaurada presenta un índice de diversidad  $H'$  de 1.21 con una  $H_{max}$  de 2.30 y para el área de referencia se presenta un  $H'$  de 1.95. con una  $H_{max}$  de 2.30.

Sitios	Nombre Científico	Ar%	D <sub>i</sub> %	Fr <sub>i</sub> %	IVI%
Restaurado Noreste	<i>Carya illinoensis</i>	7.93	2.82	7.93	6.22
	<i>Celtis laevigata</i>	2.44	1.40	2.44	2.09
	<i>Cornus florida</i>	1.83	1.51	1.83	1.72
	<i>Litsea novoloentis</i>	0.61	0.94	0.61	0.72
	<i>Pinus pseudostrobus</i>	2.44	7.11	2.44	4.00
	<i>Prunus mexicana</i>	0.61	0.09	0.61	0.44
	<i>Quercus canby</i>	15.24	14.85	15.24	15.11
	<i>Quercus laceyi</i>	9.15	3.99	9.15	7.43
	<i>Quercus laeta</i>	6.10	7.58	6.10	6.59
	<i>Quercus polymorpha</i>	3.05	3.36	3.05	3.15
	<b><i>Quercus rysophylla</i></b>	<b>47.56</b>	<b>53.99</b>	<b>47.56</b>	<b>49.70</b>
	<i>Quercus virginiana</i>	3.05	2.38	3.05	2.82
No Restaurado	<i>Carya illinoensis</i>	0.68	0.03	0.68	0.46
	<i>Celtis laevigata</i>	2.72	2.12	2.72	2.52

	<i>Cercis canadensis</i>	2.04	0.76	2.04	1.61
	<i>Juglans mollis</i>	2.72	0.83	2.72	2.09
	<i>Ligustrum vulgare</i>	1.36	0.17	1.36	0.96
	<i>Prunus mexicana</i>	2.72	2.50	2.72	2.65
	<i>Prunus serotina</i>	11.56	12.56	11.56	11.90
	<i>Quercus canby</i>	2.72	2.49	2.72	2.65
	<i>Quercus laceyi</i>	4.76	5.81	4.76	5.11
	<b><i>Quercus rysophylla</i></b>	<b>68.71</b>	<b>72.74</b>	<b>68.71</b>	<b>70.05</b>
Referencia Noreste	<i>Carya illinoensis</i>	1.45	0.05	1.45	0.98
	<i>Cercis canadensis</i>	2.90	0.20	2.90	2.00
	<i>Juglans mollis</i>	8.70	1.63	8.70	6.34
	<i>Ligustrum vulgare</i>	18.84	1.56	18.84	13.08
	<i>Pinus pseudostrobus.</i>	10.14	28.15	10.14	16.15
	<i>Prunus mexicana</i>	5.80	3.41	5.80	5.00
	<i>Quercus canby</i>	8.70	7.74	8.70	8.38
	<i>Quercus laceyi</i>	10.14	10.81	10.14	10.37
	<i>Quercus polymorpha</i>	1.45	1.59	1.45	1.49
		<b><i>Quercus rysophylla</i></b>	<b>31.88</b>	<b>44.86</b>	<b>31.88</b>

Tabla 2. Indicadores Ecológicos exposición Noreste, en negritas la especie con mayor IVI

### Índice de similitud

Se realizó un análisis de similitud entre las áreas y la composición florística de las áreas mediante el índice de Sorensen (Imagen 1). De acuerdo al coeficiente de similitud de Sorensen las áreas evaluadas se dividen en dos grupos, el primero grupo presenta una similitud de 66% conformado por el área de referencia con exposición noroeste y por las áreas de referencia y no restaurada de la exposición noreste; el segundo grupo presenta una similitud de 55% conformado por las áreas restauradas de ambas exposiciones.

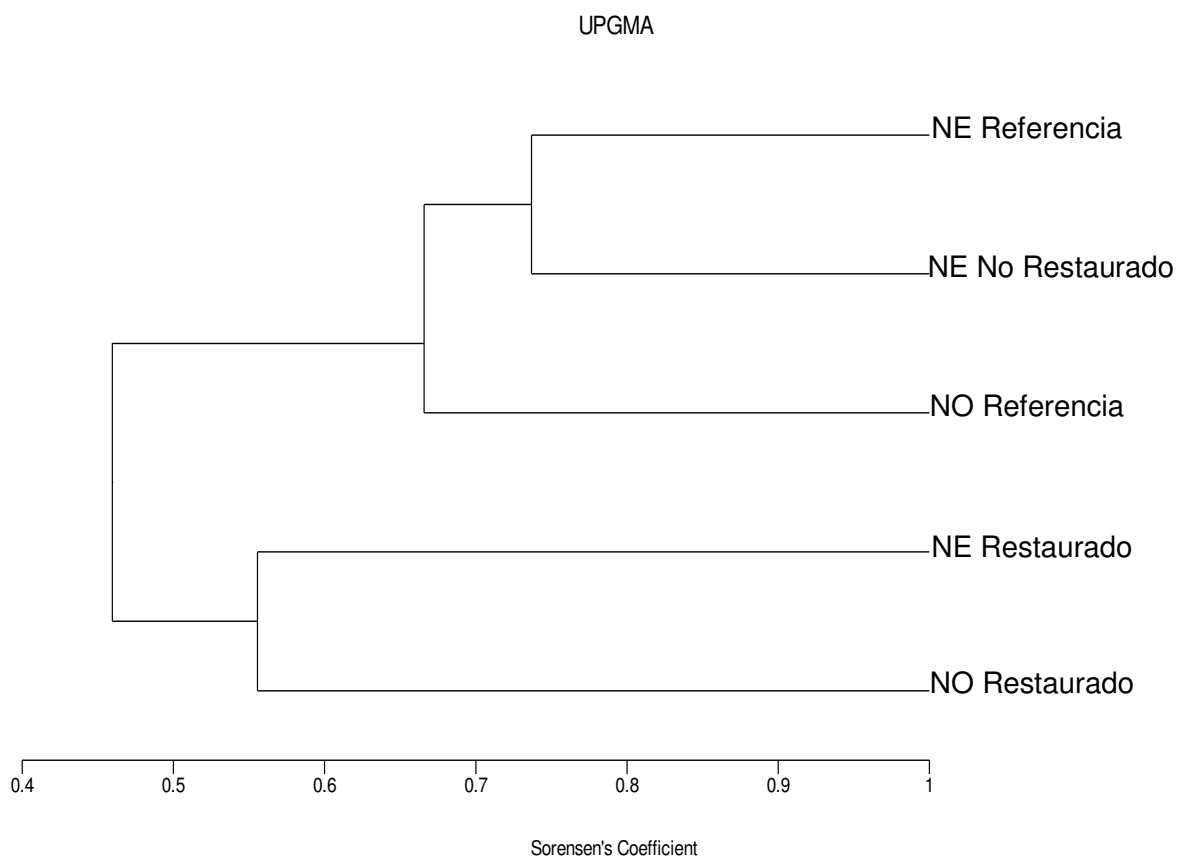


Ilustración 2. Índice de Sorensen

### Comparaciones

Para los sitios medidos en la exposición noroeste se realizó una prueba de T., para dos muestras (Ilustración 3). De acuerdo a esta prueba no se encontraron

diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) para el diámetro de los individuos medidos en el área restaurada y el área de referencia.

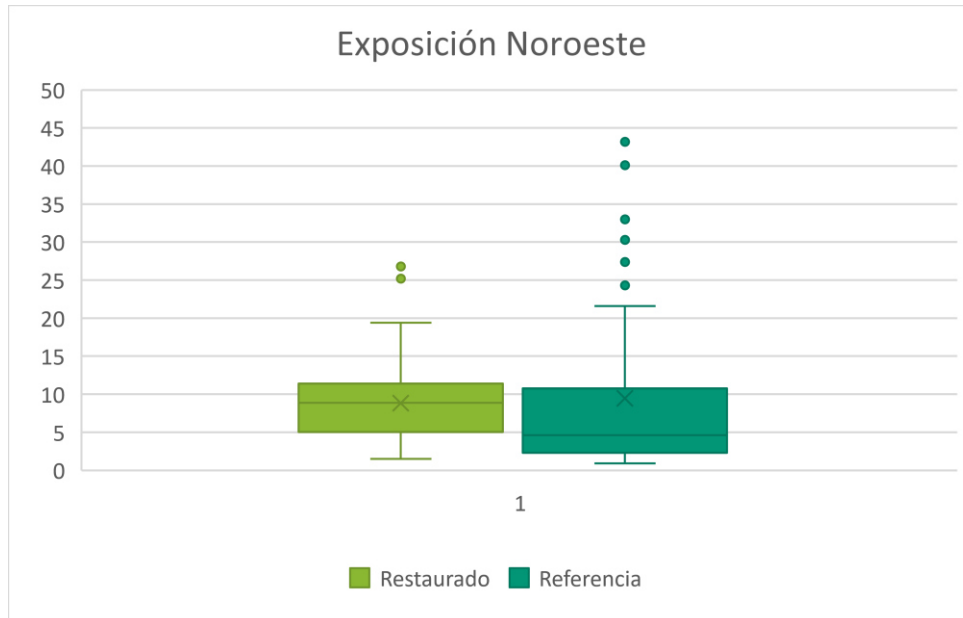


Ilustración 3. Grafico para la exposición Noroeste

Para los sitios evaluados en la exposición noreste se realizó un análisis de varianza (ANOVA), donde indica que no se encontraron diferencias significativas ( $F=2.573$ ,  $df=152.6$ ,  $p=0.07962$ ) para el diámetro de los individuos medidos en las áreas, restaurada, no restaurada y de referencia (Ilustración 4).

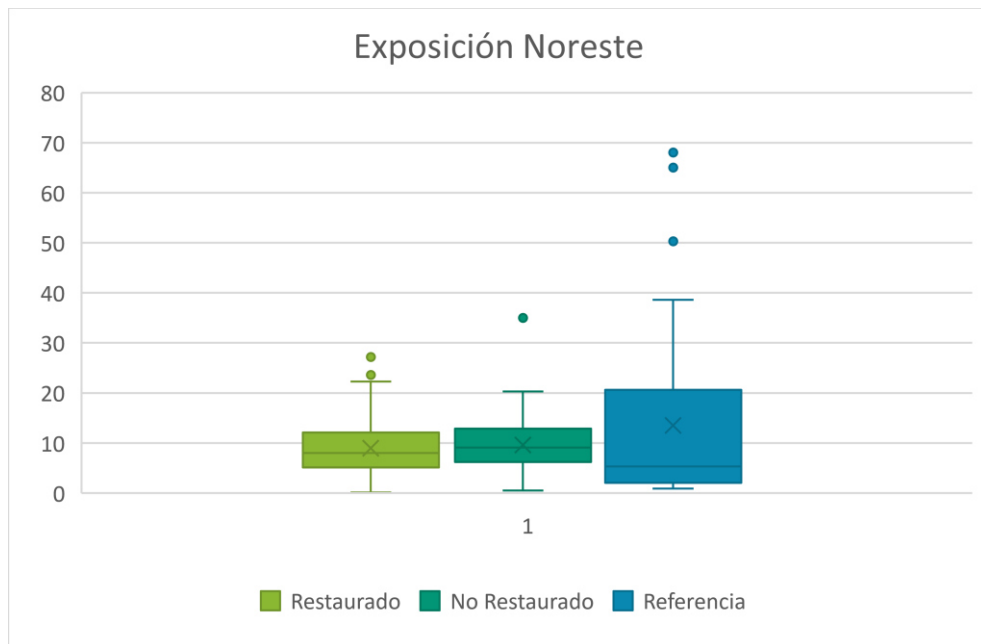


Ilustración 4. Grafico para la exposición Noreste.

Se analizó la diversidad de los sitios restaurado y de referencia de ambas exposiciones, (Noroeste y Noreste) mediante el análisis de Kruskal-Wallis, para determinar si existen diferencias entre la diversidad de las exposiciones. El análisis indica que no existen diferencias de diversidad ( $p > 0.05$ ) entre los sitios evaluados para cada exposición.

Se compararon los sitios restaurado y de referencia de ambas exposiciones (Noroeste y Noreste) mediante un análisis de varianza (ANOVA), para determinar si existen diferencias entre los diámetros de los individuos evaluados en ambas exposiciones (Ilustración 5). El análisis indica que no existen diferencias ( $F=1.726$ ,  $df=163.2$ ,  $p=0.1637$ ) entre los diámetros de los individuos evaluados para cada exposición.

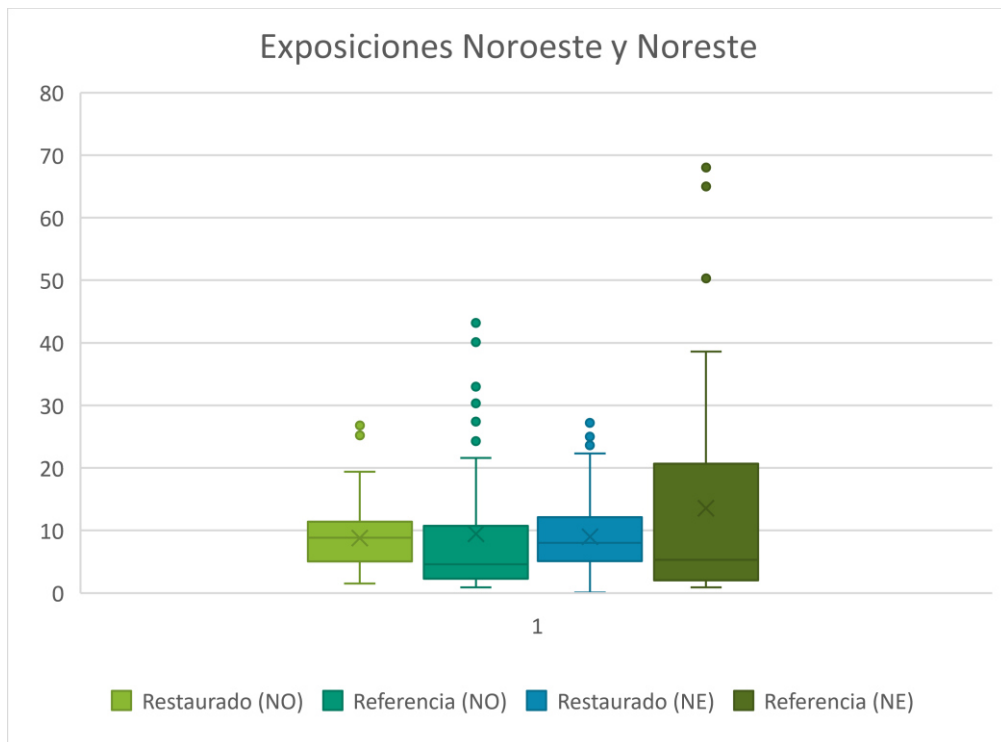


Ilustración 5. Gráfico de las exposiciones noroeste vs noreste.

Se analizó la diversidad de los sitios (2008 y 2016) restaurado y de referencia de ambas exposiciones, (Noroeste y Noreste) mediante el análisis de Kruskal-Wallis, para determinar si existen diferencias entre la diversidad de las exposiciones. El análisis indica que no existen diferencias de diversidad ( $p > 0.05$ ) entre los sitios evaluados para cada exposición.

Para los sitios con exposición noreste, evaluados en el 2008 y los evaluados en el 2016 se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para comparar los diámetros de los individuos evaluados (Ilustración 6). El análisis de varianzas indica que si existen diferencias ( $F=32.32$ ,  $df=276.8$ ,  $p=4.133E-22$ ) en función del tiempo entre los diámetros de los individuos evaluados en los sitios.

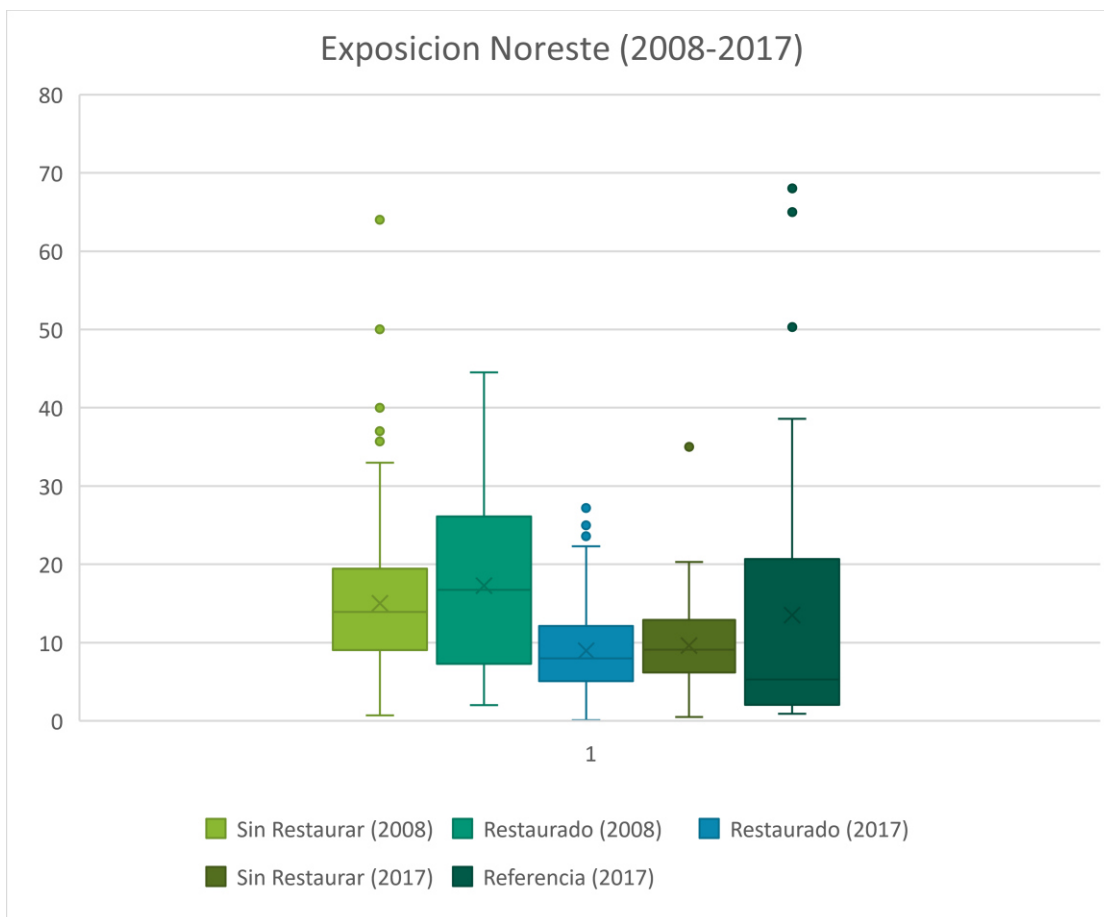


Ilustración 6. Grafico para la exposición Noreste (2008-2017).

Se aplicó la prueba de Tukey para determinar los sitios que presentaban diferencia. La siguiente tabla (Tabla 4) indica las diferencias que hay entre los sitios en función del tiempo.

	Sin Restaurar NE (2008)	Restaurado NE (2008)	Restaurado NE (2017)	Sin Restaurar NE (2017)	Referencia NE (2017)
Sin Restaurar NE (2008)		0.2616	<b>0.0000182</b>	<b>0.0000366</b>	0.6899
Restaurado NE (2008)	2.841		<b>0.0000172</b>	<b>0.0000172</b>	<b>0.008278</b>



Restaurado NE (2017)	7.5	10.34		0.9807	<b>0.0006135</b>
Sin Restaurar NE (2017)	6.708	9.549	0.792		<b>0.005264</b>
Referencia NE (2017)	1.842	4.682	5.658	4.866	

Tabla 3. Resultados de la prueba de Tukey para los sitios del 2008 y 2017 (los valores están dados en probabilidad, los valores presentados en negritas son los que indican diferencias).

### Correlación de los datos de Filogenia

En los sitios no existe una relación significativa ( $F > 0.05$ ) entre la abundancia de las especies presentes y la distancia filogenética. El coeficiente de correlación y los valores de F se muestran en la siguiente tabla (Tabla 5) para cada sitio.

Sitio	Coefficiente de Correlación	Valor crítico de F
a) Noreste No Restaurado	0.0216	0.9632
b) Noreste Referencia	0.1617	0.7949
c) Noreste Restaurado	0.3843	0.4519
d) Noroeste Referencia	0.2626	0.4946
e) Noroeste restaurado	0.3054	0.8024

Tabla 4. Valores del Coeficiente de Correlación y de F

## DISCUSIÓN

Para los bosques mixtos de pino encino del estado de Nuevo León se ha registrado que las familias más representativas son: Pinaceae, Fagaceae, Ericaceae, Rosaceae, Cornaceae, Rutaceae, Taxaceae y Lauraceae (Alanís et al., 1996). Esto coincide para este trabajo con la familia Fagaceae como la familia más representativa. Las especies registradas de esta familia fueron seis especies: *Q. laeta*, *Q. canby*, *Q. laceyi*, *Q. rysophylla*, *Q. virginiana* y *Q. polymorpha*. Seguida de las familias *Pinaceae* y *Rosaceae* con dos especies cada una.

Para este estudio se registraron un total 10 familias, 11 géneros y 18 especies. La familia Fagaceae fue el grupo con mayor número de especies registradas, con un total de 6 especies., Mientras que Alanís (2010) en la misma zona reporto 8 familias, 10 géneros y 14 especies. La familia Fagaceae fue el grupo con mayor presencia con 4 especies. En ambos reportes la familia Fagaceae es el grupo con mayor presencia de especies.

Tomando a consideración el área evaluada, la densidad arbórea total  $\geq 1$  cm ( $d0.10$ ) es de 2650 ind./ha. Esto concuerda con lo reportado por Tagle *et al* (20016) en su estudio realizado en el año 2010 reporta para el área del PECh en exposición norte la densidad arbórea oscilaba desde  $3400 \pm 701$ /ha (PECH98) hasta  $1066 \pm 120$  (PECH868) individuos por hectárea.

Para la exposición noroeste la especie ecológicamente más importante y representativa en el área restaurada fue *Quercus rysophylla* con un valor de  $IVI= 63.64\%$ , siendo la especie más abundante, frecuente y dominante. De igual forma la especie ecológicamente más importante para la exposición noreste fue *Quercus rysophylla* con un valor de  $IVI= 49.70\%$  para el área restaurada, un  $IVI=70.05\%$  para el área no restaurada y un  $IVI=36.21\%$  para el área de referencia. Este resultado concuerda con Zavala, (2000), el cual indica que la alta presencia de especies de la familia *Fagaceae* es debido a que está constituida de especies del género *Quercus*, que se caracterizan por su estrategia adaptativa de rebrotar. Así mismo Díaz-Delgado, (2003) nos dice que en las zonas quemadas se ha encontrado mayor resiliencia en las

formaciones dominadas por especies rebrotadoras (Díaz-Delgado, 2003). De la misma forma Tagle *et al* (2016) reporta que estructuralmente, la especie más importante a lo largo de las cohortes fue *Q. rysophylla*, la cual presentó el índice de importancia más alto. Esto concuerda con lo encontrado por Roccaforte, *et al.*, (2012) estudió una cronosecuencia de incendios severos en Arizona, EE.UU., que abarca de 1 a 18 años después de del incendio. En cuanto a la dinámica de regeneración se obtuvo que el repoblamiento y la regeneración fueron dominados comunmente por el brote de las especies caducifolias.

En cambio, para el área de referencia en la exposición noroeste la especie con mayor valor de importancia fue *Ligustrum vulgare*. Esta situación se puede atribuir a que el género *Ligustrum L.* representa un grupo de plantas que se han hecho comunes en nuestros jardines y calles por su rusticidad, aguantar perfectamente los recortes y soportar bien tanto la polución urbana como la industrial (Carreras *et al* 1996). debido que esta especie se utiliza para diseño de jardines y el Parque Ecológico Chipinque está cerca de zona urbana, así como las estrategias de dispersión de la propia especie.

Siendo un ecosistema mixto de pino encino, en este estudio las especies del genero *Pinus* no obtuvieron resultados altos en los índices de valor de importancia a pesar que algunas áreas evaluadas se restauraron y reforestaron con especies de este género. Esto puede deberse a los requerimientos ecológicos que requieren las plantas de este género para su sobrevivencia. Para la presencia de *P. pseudostrobus* en reforestaciones similares en la Sierra Madre Oriental han tenido escasa sobrevivencia debido a múltiples factores, como la competencia con otras especies vegetales y el pisoteo del ganado (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006). Así mismo Roccaforte, *et al.*, (2012) En su estudio encontró que en el 50% y el 57% de los sitios, el pino ponderosa (*Pinus ponderosa C. Lawson var. Scopulorum Engelm.*) no estaba presente en la superficie, lo que indica que muchos sitios

experimentan periodos prolongados como matorrales o pastizales en lugar de regresar rápidamente al bosque de pino.

Según la Sociedad de Restauración Ecológica, (SER) por sus siglas en inglés nos indica que Restauración ecológica: Es el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Sin embargo, para estas áreas con el índice de similitud de Sorensen nos indica que las áreas sin restaurar tienen mayor similitud en composición de especies entre las áreas de referencia y los sitios que se restauraron. Es decir, los sitios que después del incendio se regeneraron de manera natural comparten mayor cantidad de especies con los sitios de referencia. Esto difiere con lo encontrado por (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008) donde solo área restaurada presenta como segunda especie más importante a *Pinus pseudostrobus*, debido a las acciones de reforestación implementadas para incrementar la presencia de la especie, ya que es un elemento clave en los ecosistemas maduros del área de estudio. Y para este estudio las especies del género *Quercus* ocupan los primeros 4 sitios como especies con mayor índice de valor de importancia en los sitios restaurados ubicando las especies del género *Pinus* en el quinto lugar. Así mismo los resultados para este estudio difieren con lo encontrado por Jardel *et al.*, (2003) que reporta para la reserva de la biosfera Sierra de Manantlán buena sobrevivencia en las plantaciones de *Pinus pseudostrobus*.

En cuanto a la comparación de diversidad de especies para los sitios evaluados en el 2008 (exposición noreste) y los evaluados en el 2016 (exposición noreste y noroeste) no presentan diferencias en la diversidad de especies entre ellos. Es decir, la composición es muy similar en el 2016 a la diversidad evaluada en el 2008. Sin embargo, los sitios con exposición noreste, evaluados en el 2008 y los evaluados en el 2016 sí presentan diferencias entre el tiempo y los diámetros de los individuos evaluados en los sitios.

En este trabajo, en los sitios no existe una relación entre la abundancia de las especies presentes y la distancia filogenética. Sin embargo, Castillo *et al.*, (2010) estudio las tasas de supervivencia y crecimiento del cactus columnar *Neobuxbaumia mezcalaensis*. Estas tasas estuvieron altas y positivamente relacionadas con el aumento de la distancia filogenética a diferentes especies de nodrizas

## CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos en la presente investigación hasta el momento se concluye que en áreas post-incendio, el género *Quercus* es el género de mayor importancia ecológica presentándose en todas las áreas con valores elevados.

La diversidad medida en los sitios de disturbio es semejante a la de los sitios de referencia, de acuerdo a la primera hipótesis planteada en el estudio esta se acepta.

La diversidad arbórea medida en el 2016 es semejante a la del 2008 dentro del Parque Ecológico Chipinque, de acuerdo con lo establecido en la segunda hipótesis planteada para esta investigación, esta se acepta.

Referente al índice de similitud entre las áreas, el índice de sorensen tiene un valor medio, los sitios de referencia y los sitios no restaurados tienen mayor similitud que los sitios restaurados.

A casi 20 años de sucedido el incendio, en cuanto a la composición de especies la acción de no restaurar favoreció que estos sitios se asemejen más al ecosistema climax de la zona. El hecho que el área restaurada difiera un poco en composición de especies con el sitio de referencia, nos indica que una parte del programa de restauración se realizó o planteo de una manera inadecuada y para casos posteriores de debe plantear minuciosamente las acciones a realizar, cumplirlas de la mejor manera así como monitorear estas áreas a largo plazo para asegurar el éxito de la restauración.

Si en un futuro se quiere tener la presencia de especies del género *Pinus* en un periodo corto tiempo en áreas del PECh se tendrá que desarrollar un proyecto a largo plazo específico para estas especies en el cual se haga énfasis en la sobrevivencia de estas especies, así como en los requerimientos

ecológicos de las mismas, una buena calidad de plántulas ó semillas y la previsión del clima para las próximas décadas.

Los sitios sin restaurar tienen mayor similitud en composición de especies con los sitios de referencia que los sitios que se restauraron. A pesar de compartir las mismas especies similares todos los sitios, no existen diferencias significativas de diversidad de especies entre los sitios.

En los sitios evaluados, las especies más abundantes no presentan una relación significativa con las especies menos abundantes en función de su distancia filogenética.



## BIBLIOGRAFÍA

ALANÍS RODRÍGUEZ, E. (2010). Regeneración natural y restauración ecológica post-incendio de un bosque mixto en el parque ecológico Chipinque, México (Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Nuevo León).

ALANÍS, G.J. 1999. Flora emergente o pionera en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista de divulgación Científica Ambiente Chipinque* (3):44-51.

ALANÍS-RODRÍGUEZ, E., JIMÉNEZ-PÉREZ, J., ESPINOZA-VIZCARRA, D., JURADO-YBARRA, E., AGUIRRE-CALDERÓN, O. A., & GONZÁLEZ-TAGLE, M. A. (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 RODRÍGUEZ, E., JIMÉNEZ PÉREZ, J., TAGLE, G., YERENA YAMALLEL, J. I., CUELLAR RODRÍGUEZ, G., & MORA-OLIVO, A. (2013). Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton (Buenos Aires)*, 82(2), 185-191.

BEALS, E.W. (1984). Bray-Curtis ordination: An effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14: 1-56.

BELLO, F., ŠMILAUER, P., DINIZ-FILHO, J. A. F., CARMONA, C. P., LOSOSOVÁ, Z., HERBEN, T., & GÖTZENBERGER, L. (2017). Decoupling phylogenetic and functional diversity to reveal hidden signals in community assembly. *Methods in Ecology and Evolution*.

BERGERON, Y., S. GAUTHIER, T. NGUYEN, A. LEDUC, P. DRAPEAU Y P. GRONDIN. 2003. Developing forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec, Canada. Report of the Sustainable Forest Management Network



CARIBELLO, J. 2003. Restauración de Ecosistemas a partir del manejo de la vegetación, Guía Metodológica. Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Colombia. 96 pp.

CARRERAS, H. A., M. S. CANAS & M. L. PIGNATA (1996). Differences in responses to urban air pollutants by *Ligustrum lucidum* Ait. and *Ligustrum lucidum* Ait. f. tricolor (Rehd.) Rehd. *Environmental Pollution* 98(2):211-218.

CASTILLO, J. P., VERDÚ, M., & VALIENTE-BANUET, A. (2010). Neighborhood phylodiversity affects plant performance. *Ecology*, 91(12), 3656-3663.

CONAFOR, 2007. Comisión Nacional [www.conafor.org.mx](http://www.conafor.org.mx) Forestal. Áreas afectadas por incendios forestales.

CORRAL, J.; AGUIRRE, O. A.; JIMÉNEZ, J.; NÁVAR, J. J. 2002. Muestreo de diversidad y observaciones ecológicas del estrato arbóreo del bosque Mesófilo de Montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 8(2): 125-131.

CURTIS, J. T.; MCINTOSH, R. P. 1951. An upland forest continuum in the Praire Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476-496.

DEL RÍO, M.; MONTES, F.; CAÑELLAS, I.; MONTERO, G. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 12(1):159-176.

ESPINOZA, V. D. 2009. Evaluación post-incendio de especies arbóreas y arbustivas en áreas con prácticas de restauración en el Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología. BUAP.

GONZÁLEZ, M. A.; HIMMELSBACH, W.; JIMÉNEZ, J.; MÜLLER, B. 2005. Reconstruction of fire history in pine-oak forests in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Forestarchiv* 76: 138-143.

GONZÁLEZ, M. A.; SCHWENDENM, L.; JIMÉNEZ, J.; HIMMELSBACH, L. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino Encino en la Sierra Madre Oriental. *Maderas y Bosques*. 13(2): 51-63.

HAMMER O., D.A.T. HARPER & P.D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. *Paleontologia Electrónica* 4(1): 9pp.

INEGI, Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática; 1986. 170 p.

JARDEL, E., R. RAMÍREZ Y F. CASTILLO. 2003. Fire management and restoration plan in the Sierra de Manantlan Biosphere Reserve, Mexico. Proceedings of the 2nd International Wildland Fire Ecology and Fire Management Congress, Coronado Springs Resort, Orlando.

JIMÉNEZ, J.; AGUIRRE, O.A.; 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):355-366.

JUÁREZ, S.; CANO, Z. 2007. El cuarto elemento y los seres vivos: Ecología del fuego. *Ciencias* (85):4-12.

KOVACH, WL. 2001. *Multivariate Statistical Package Computing Services*. United Kingdom.

LINDENMAYER, D.; MARGULES, C.R.; BOTKIN, D. B. 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*. 14(4): 941-950.

MADRIGAL, J., HERNANDO, C., & GUIJARRO, M. (2011). El Papel De La Regeneración Natural En La Restauración Tras Grandes Incendios Forestales: El Caso Del Pino Negral. *Boletín del CIDEU*, 10, 5-22.

MAGURRAN, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 pp.

MARROQUÍN FLORES, R. A., JIMÉNEZ PÉREZ, J., GARZA OCAÑAS, F., AGUIRRE CALDERÓN, Ó. A., ESTRADA CASTILLÓN, A. E., & BOURGUET DÍAZ, R. (2006). Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudotrobus* en localidades degradadas por incendios. *Ciencia UANL*, 9(3).

MOSTACEDO, B.; FREDERICKSEN, T. S. 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. BOLFOR; Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.

NOSS, R. F., FRANKLIN, J. F., BAKER, W. L., SCHOENNAGEL, T., & MOYLE, P. B. (2006). Managing fire-prone forests in the western United States. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(9), 481-487.

PETIT, J. 2008. *Clasificación, Estructura y Composición de los Bosques*. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de los Andes, Venezuela.

PRETZSCH, H. 1996. Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels. Deutscher Verband Forestlicher Forschungsanstalten. *Sekt. Ertragskunde*. Nehresheim, 134-154.

RUIZ, M.; MITCHELL, T. 2005. Restoration Success: How is it being measured? *Restoration Ecology*. 13(3): 569-577.

ROCCAFORTE, J. P., FULÉ, P. Z., CHANCELLOR, W. W., & LAUGHLIN, D. C. (2012). Woody debris and tree regeneration dynamics following severe wildfires in Arizona ponderosa pine forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(3), 593-604.

SEMARNAT. 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El medio ambiente en México 2005: En resumen, 2006. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>.

SHANNON, C. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press 134-154.

RZEDOWSKI, J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL (SER). 2004. Principios deSER International sobre la restauración ecológica. Disponible: [www.ser.org/](http://www.ser.org/).

STEPHENS, S. Y L. RUTH. 2005. Federal forest fire policy in the United States. *Ecological Applications* 15(2):532- 542.

TAGLE, M. A. G., SCHWENDENMANN, L., PÉREZ, J. J., & HIMMELSBACH, W. (2016). Reconstrucción del Historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*, 13(2), 51-63.

Timetree.org. (2017). *TimeTree: The Timescale of Life*. (online) Available at: <http://timetree.org/> (Accessed jun. 2017).

TORRES-ROJO, J.M.; MAGAÑA-TORRES, O.S.; RAMÍREZ-FUENTES, G.A. 2007. Long run forest fire danger index. *Agrociencia* 41(6):663-674.

WHEATER, C. P., & COOK, P. A. (2005). *Using statistics to understand the environment*. London, UK: Routledge Taylor & Francis. Obtenido de <http://www.eBookstore.tandf.co.uk>

WHELAN, R. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. 346 p.

RODRÍGUEZ, D. Y P. FULÉ. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12:23-37.

WOUTERS, M. 1993. Developing fire management planning in Victoria: A case study from the Grampians. Fire Research Report No. 39, Fire Management. Branch, Dept Conser. & Nat. Res., Victoria, Australia.

XI, W.; PEET, R.K.; URBAN, D.L. 2008. Changes in forest structure, species diversity and spatial pattern following hurricane disturbance in a Piedmont North Carolina forest, USA. *Journal of Plant Ecology* (1): 43 - 57.