

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

TÍTULO DE LA TESIS

**ANÁLISIS ESPACIAL Y ECOLÓGICO DE ÁREAS AFECTADAS POR INCENDIOS
FORESTALES EN MORELOS**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRA EN BIOLOGIA INTEGRATIVA DE
LA BIODIVERSIDAD Y LA CONSERVACIÓN**

PRESENTA: IRIS BETSABÉ JUAN BAEZA

**DIRECTORA: DRA. CRISTINA MARTINEZ GARZA
CO-DIRECTOR: DR. PEDRO ÁLVAREZ ICAZA LONGORIA**

CUERNAVACA, MORELOS

ENERO, 2020

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca #858559 otorgada de septiembre de 2017 a agosto de 2019.

A los Doctores Cristina Martínez Garza y Pedro Álvarez Icaza por aceptar dirigir este proyecto.

A mis sínodos Dra. Mariana Tarín Toledo Aceves y Dr. Enrique Jardel Peláez por sus valiosos comentarios y sugerencias para mejorar este trabajo.

A la Dra. Marinés de la Peña Domené y el Dr. Valentino Sorani Dalbón por aceptar formar parte de la comisión revisora y por sus valiosos comentarios.

A los integrantes del comisariado ejidal de Santa María Ahuacatlán (periodo 2016-2019) por los permisos y todas las facilidades otorgadas para la realización de este proyecto. En especial al señor Margarito Farías por guiarnos en campo y compartirnos sus conocimientos.

A la Gerencia estatal de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y la Subdirección de Redes de Medición y Sistemas de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) en el estado de Morelos por proporcionarme bases de datos para realizar análisis.

A la M. en C. Luz María Ayestarán Hernández (Técnico Académico del CIByC) por su valiosa ayuda en la colecta de datos de campo.

Al M. en C. Gabriel Flores (curador del herbario HUMO del CIByC) por su ayuda en la determinación de colectas botánicas.

Al Dr. Valentino Sorani y el LISIG por proporcionarme las capas de uso de suelo y vegetación del estado y ayudarme con la determinación de las categorías de severidad.

A la Dra. Alejandra Vázquez Lobo por su ayuda con la identificación de colectas de pino.

A Eve Baeza, Gerardo Juan, Laura Baeza, Karla Baeza, Eric Gamboa, Kenya León, Matías García, Adrián Flores, Julieth Leal, Antonio Sierra, Alejandro Méndez y Alberto Flores por su ayuda en campo.

A Edith Rivas, Norma Martínez, Flavio Márquez, Jaime Hernández y la Dra. Lynna Kiere por su ayuda con los análisis estadísticos.

Al Dr. José Blancas por el préstamo de equipos de medición.

A la coordinación de la MBIByC: M. en C. Lorena Orozco, C. P. Claudia Avilés y Dr. Raúl Alcalá por todo su apoyo en los trámites académicos.

Citar como:

Juan-Baeza, I. B. 2020. Análisis espacial y ecológico de áreas afectadas por incendios forestales en Morelos. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 149 pp.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	ii
ÍNDICE DE FIGURAS DEL CAPÍTULO II.....	vii
ÍNDICE DE TABLAS DEL CAPÍTULO II	vii
APÉNDICES DEL CAPITULO II.....	viii
ÍNDICE DE FIGURAS DEL CAPÍTULO III.....	ix
ÍNDICE DE TABLAS DEL CAPÍTULO III	xii
ÍNDICE DE APÉNDICES DEL CAPÍTULO III	xii
RESUMEN.....	xv
ABSTRACT	xvii
CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
LITERATURA CITADA	7
CAPÍTULO II: INCIDENCIA DE INCENDIOS EN EL ESTADO DE MORELOS... 13	
INTRODUCCIÓN.....	13
OBJETIVO	16
Área de estudio.....	16
MÉTODOS	17
RESULTADOS	19
<i>Incendios por tipo de vegetación.....</i>	19
<i>Predicción de la estacionalidad de los incendios mediante variables climáticas</i>	20
<i>Causas de los incendios</i>	27
DISCUSIÓN	28
<i>Áreas incendiadas por tipo de vegetación.....</i>	28
<i>Efecto de la precipitación y la temperatura</i>	32
LITERATURA CITADA	39
CAPÍTULO III: EFECTO DEL FUEGO SOBRE EL BOSQUE DE PINO EN EL ESTADO DE MORELOS	47
INTRODUCCIÓN.....	47
OBJETIVO GENERAL.....	58
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	58
HIPÓTESIS GENERAL	58

Área de estudio.....	59
MÉTODOS	63
Diseño experimental.....	68
Análisis estadísticos	74
RESULTADOS	78
Descripción general.....	78
Análisis de componentes principales	81
Cambios estructurales producidos por el incendio	82
Regeneración post incendio.....	95
DISCUSIÓN	108
CONCLUSIONES	119
LITERATURA CITADA	120
APÉNDICES	135

ÍNDICE DE FIGURAS DEL CAPÍTULO II

Figura 1. Número de incendios y precipitación pluvial registrados durante los años 2012 a 2016 en el estado de Morelos. Fuente: elaboración propia a partir de registros de incendios proporcionados por la CONAFOR Gerencia estatal Morelos y registros de temperatura y precipitación proporcionados por la oficina de la CONAGUA en Morelos.	22
Figura 2. Regresión lineal entre el número de incendios ocurridos y la precipitación en Morelos entre los años 2012 al 2016. Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión. Fuente: elaboración propia a partir de registros de incendios proporcionados por el departamento de incendios de la CONAFOR, gerencia estatal Morelos y datos de precipitación proporcionados por la Subdirección de Redes de Medición y Sistemas de la CONAGUA, Morelos.	23
Figura 3. Número de incendios y temperatura media mensual registrados durante los años 2012 a 2016 en el estado de Morelos. Fuente: elaboración propia a partir de registros de incendios proporcionados por el departamento de incendios de la CONAFOR, gerencia estatal Morelos y registros de temperatura obtenidos de la página nacional de la CONAGUA.	24
Figura 4. Regresión lineal entre la temperatura y la frecuencia de incendios ocurridos en Morelos entre los años 2012 al 2016. Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión. Los meses sin incendios fueron excluidos debido a que de esta forma se explica mayor porcentaje de varianza. Fuente: elaboración propia a partir de los datos publicados por la CONAGUA, 2017.	25

ÍNDICE DE TABLAS DEL CAPÍTULO II

Tabla 1. Número de incendios, superficie total y superficie incendiada en el periodo 2013-2016 por tipo de vegetación en el estado de Morelos.	19
Tabla 2. Número, superficie total incendiada y superficie media por incendio y por origen durante el periodo 2012-2016.	28

APÉNDICES DEL CAPITULO II

Apéndice 1. Formaciones forestales y tipos de vegetación presentes en el estado de Morelos. Elaboración propia a partir de CONAFOR 2013b.	46
---	----

ÍNDICE DE FIGURAS DEL CAPÍTULO III

Figura 1. Mapa de localización del incendio ocurrido en el paraje El Fresno, Santa María Ahuacatlán, Cuernavaca, Morelos. Fuente: elaboración propia utilizando el polígono aislado del reporte anual de incendios de la Secretaría de Desarrollo Sustentable (2017).....	61
Figura 2. Uso de suelo y vegetación del área afectada por el incendio ocurrido en el paraje El Fresno, Santa María Ahuacatlán, Cuernavaca, Morelos. La línea externa azul indica los límites del polígono del incendio. Fuente: elaboración propia a partir del polígono aislado del reporte anual de incendios de la Secretaría de Desarrollo Sustentable (2017) y la capa de uso de suelo y vegetación del estado elaborado por el LISIG, UAEM.	62
Figura 3. Bosque no quemado (a) y condiciones de severidad de fuego [b) baja; c) media y d) alta] registradas en el incendio forestal ocurrido en el 2017 en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.....	67
Figura 4. Diagrama de parcela para medición de arbolado y regeneración de avanzada, transectos para medición cobertura del dosel y distribución de cuadrantes para evaluación de la regeneración post-incendio (Modificado de Morfin-Ríos et al. 2012).....	69
Figura 5. Distribución de parcelas de bosque no quemado (Δ) y parcelas quemadas de baja (\star), media (\circ) y alta severidad (\bullet) en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.....	80
Figura 6. Densidad (a) y porcentaje (b) de árboles vivos y muertos (DAP > 2.5 cm) por condición en cada clase diamétrica en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. NQ = no quemado, SB = severidad baja, SM = severidad media, SA = severidad alta. En la gráfica “a”, la densidad de la clase diamétrica de 2.5 a 12.5 cm se graficó por separado para una mejor visualización de los resultados.....	83
Figura 7. Efecto de distintos niveles de severidad de fuego sobre las características estructurales del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Árboles con DAP > 2.5 cm medido a 1.30 m de altura. Los límites de los rectángulos indican los percentiles 25 y 75, los puntos indican la mediana y	

las líneas horizontales indican los límites de distribución superior e inferior. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) evaluadas con comparación múltiple de rangos medios. 86

Figura 8. Riqueza (q_0) y diversidad (q_1) estimada de árboles adultos en parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas continuas representan las curvas de rarefacción con valores observados de riqueza, las líneas discontinuas representan la extrapolación y las áreas sombreadas en cada curva indican el intervalo de confianza al 95 %. Si los intervalos de confianza no se superponen indican diferencias significativas. 90

Figura 9. Densidad de juveniles ($DAP < 2.5$ cm) vivos (a) y muertos (b) en condiciones de bosque no quemado y severidad de fuego baja, media y alta en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Los límites de los rectángulos indican los percentiles 25 y 75, los puntos indican la mediana y las líneas verticales indican los límites de distribución superior e inferior. Letras diferentes indican diferencias significativas evaluadas con comparación múltiple de rangos medios. 92

Figura 10. Riqueza (q_0) y diversidad (q_1) estimada de juveniles ($DAP < 2.5$ cm) en parcelas de bosque no quemado y parcelas baja, media y alta con severidad de fuego en el bosque de pino del paraje El Fresno, Santa María Ahuacatlán, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas continuas representan las curvas de rarefacción con valores observados de riqueza, las líneas discontinuas representan la extrapolación, y las áreas sombreadas en cada curva indican el intervalo de confianza al 95 %. Si los intervalos de confianza no se superponen indican diferencias significativas. 94

Figura 11. Efecto de distintos niveles de severidad de fuego sobre la densidad de plántulas (a) y brotes (b) de la regeneración post-incendio en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Los límites de los rectángulos indican los percentiles 25 y 75, los puntos indican la mediana y las líneas verticales indican los límites de distribución superior e inferior. Letras diferentes representan

diferencias significativas evaluadas con comparaciones múltiples de rangos medios.	97
Figura 12. Riqueza (q0) y diversidad (q1) estimada de plántulas en parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas continuas representan las curvas de rarefacción con valores observados de riqueza, las líneas discontinuas representan la extrapolación, y las áreas sombreadas en cada curva indican el intervalo de confianza al 95 %. Si los intervalos de confianza no se sobrelapan indican diferencias significativas.	98
Figura 13. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la comunidad vegetal en parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (●), media (●) y alta (●) en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. La disimilitud de la comunidad se basa en el índice Bray-Curtis.	100
Figura 14. Regresión de la densidad de árboles vivos en función de los valores del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.	101
Figura 15. Regresión del área basal de a) árboles vivos y b) árboles muertos en función de los valores del Eje 1 del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.	104
Figura 16. Regresión del área basal de a) árboles vivos y b) árboles muertos en función de los valores del Eje 2 del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.	105
Figura 17. Regresión del diámetro de árboles muertos en función de a) los valores del Eje 1 y b) los valores del Eje 2 del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.	106

Figura 18. Regresión de la densidad de juveniles vivos en función de los valores del Eje 2 del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión..... 107

ÍNDICE DE TABLAS DEL CAPÍTULO III

Tabla 1. Categorías de severidad (modificada de Key y Benson, 2004). 65

Tabla 2. Promedio, desviación estándar (DE), rangos (mínimo, máximo) y coeficiente de variación (CV; %) de dos variables topográficas continuas (pendiente y altitud) y una variable categórica (exposición) de parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. 77

Tabla 3. Coeficientes de correlación y porcentaje de varianza explicada (%) de tres variables topográficas para los ejes del ACP. 81

Tabla 4. Porcentaje de variables estructurales en distintas condiciones de severidad de fuego con respecto a los valores de la condición no quemado, en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Árboles vivos con DAP >2.5 cm..... 84

Tabla 5. Coeficientes de correlación de Pearson (r) de los ejes 1 y 2 del ACP de variables topográficas y el área basal, la densidad, la cobertura y el diámetro a la altura del pecho (DAP) de árboles vivos y muertos del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Los coeficientes de determinación (r^2) se muestran en los gráficos para las correlaciones significativas..... 102

ÍNDICE DE APÉNDICES DEL CAPÍTULO III

Apéndice 1. Abundancia de árboles (A, DAP \geq 2.5 cm), juveniles (J, DAP <2.5 cm), plántulas (P, Altura <50 cm) y brotes (B) de las especies registradas en parcelas de bosque no quemado y parcelas con severidad de fuego baja, media y alta en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. 136

Apéndice 2. Abundancia de árboles (DAP \geq 2.5 cm), porcentaje de árboles con brotes, número total de brotes y número promedio de brotes por árbol de especies registradas en condiciones de bosque no quemado y severidad baja, media y alta de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.	138
Apéndice 3. Influencias y valores de los ejes 1 y 2 del ACP basado en la ordenación de tres variables topográficas de parcelas de bosque no quemado y parcelas con severidad baja, media y alta de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.	139
Apéndice 4. Arreglo espacial resultante del ACP de parcelas de bosque no quemado y parcelas con severidad baja, media y alta de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.	140
Apéndice 5. Reconstrucción de la densidad de árboles en las áreas que fueron quemadas con severidad baja, media y alta (los valores previos al incendio se reconstruyeron a partir de mediciones de campo de árboles vivos y muertos) y el área no quemada en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. La densidad de la clase diamétrica de 2.5 a 12.5 cm se graficó por separado para una mejor visualización de los resultados.	141
Apéndice 6. Reconstrucción de la densidad de árboles que se encontraban presentes en parcelas no quemadas y parcelas con severidad baja, media y alta de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Los límites de los rectángulos indican los percentiles 25 y 75, y los puntos indican la mediana. Las líneas verticales indican los límites de distribución superior e inferior.	142
Apéndice 7. Reconstrucción del diámetro a la altura del pecho (DAP) de árboles que se encontraban presentes en parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas verticales representan un intervalo de confianza al 95%.	143
Apéndice 8. Reconstrucción del área basal de árboles que se encontraban presentes en parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos,	

México. Las líneas verticales representan un intervalo de confianza al 95%. Letras diferentes representan diferencias significativas evaluadas con la prueba post Hoc de Tukey. 144

Apéndice 9. Características estructurales (mediana y rango [min, max]) en condiciones de bosque no quemado y severidad de fuego baja, media y alta del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. La variable densidad fue analizada con el número de individuos en 500 m² para árboles adultos (DAP > 2.5 cm), juveniles (DAP < 2.5 cm) y brotes, y en 16 m² para plántulas (altura >3 cm y < 130 cm). Letras diferentes después de las medianas indican diferencias significativas (P < 0.05) evaluadas con comparación múltiple de rangos medios. 145

Apéndice 10. Resultados de las pruebas de comparación múltiple de rangos medios para evaluar diferencias estructurales entre condiciones de bosque no quemado (NQ) y condiciones de baja (SB), media (SM) y alta (SA) severidad de fuego del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. 146

Apéndice 11. Diversidad de las comunidades de árboles adultos (DAP ≥ 2.5 cm), juveniles (DAP < 2.5 cm) y plántulas (altura < 130 cm) en tres condiciones de severidad de fuego y bosque no quemado. 147

Apéndice 12. Valor de importancia relativa de las especies de árboles adultos (≥ 2.5 cm de diámetro a 1.3 m de altura) de bosque no quemado y tres niveles de severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. 149

Apéndice 13. Coeficientes de correlación de Pearson (r) de los ejes 1 y 2 del ACP de variables topográficas y la regeneración post incendio del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. 149

RESUMEN

El fuego es uno de los principales factores abióticos que influye sobre la estructura y composición de la vegetación de los ecosistemas forestales. En estos ecosistemas, el régimen de incendios determina el efecto del fuego. Cuando los regímenes de incendios son alterados a causa de factores antropogénicos y cambios en las condiciones ambientales, la severidad de los incendios puede aumentar. Conocer el efecto de los incendios en la estructura de la vegetación permite definir acciones de manejo y restauración. En este trabajo se describió la incidencia de incendios del 2012 al 2016 en el estado de Morelos y los efectos de la severidad del incendio sobre la estructura, composición, diversidad y procesos de regeneración de un bosque de pino en el paraje El Fresno del ejido de Santa María Ahuacatlán, Cuernavaca, Morelos un año después de ocurrido un incendio. El 96% de los incendios registrados en el estado de Morelos durante el periodo evaluado fueron provocados por actividades antrópicas. Las actividades agropecuarias fueron la causa del 56.2% de los incendios y del 66.7% de la superficie incendiada. El 63% de los incendios y el 67.9% de la superficie incendiada se concentró en los bosques de pino, pino-encino, encino-pino y encino; sujetos a incendios frecuentes de baja severidad. Para analizar el efecto de la severidad de fuego en el bosque de pino, en abril del 2018 se establecieron 15 parcelas en cada nivel de severidad (baja, media y alta) y 13 parcelas en áreas de bosque no quemado (condición de referencia). Los niveles de severidad fueron determinados a partir del cálculo de la diferencia normalizada de área quemada (dNBR). El incendio ocurrido en 2017 en el paraje El Fresno, Municipio de Cuernavaca, Morelos generó un paisaje heterogéneo (e. i. mosaico de severidad) con consecuencias diferenciales en la estructura y composición del bosque. Los resultados mostraron que con el incremento de la severidad disminuyó la densidad, el área basal y la cobertura del arbolado vivo. En comparación con la condición de referencia, la densidad de árboles se redujo a 21.6% en la condición de severidad baja, a 11.8% en la media y a 9.8% en la severidad alta; el área basal se redujo a 58.3% en la condición de severidad baja, 18.6% en la severidad media y 2.4% en la severidad alta; la cobertura del dosel se redujo a 69% en la condición de severidad baja, 53.7% en la severidad media y a 36.5% en la severidad alta. Los valores estructurales más similares a la condición de referencia se registraron en la condición de severidad baja. La composición de plantas fue distinta entre las condiciones de severidad y la condición de referencia debido a la eliminación de las especies dominantes. Con respecto a la regeneración de avanzada y en comparación con el ecosistema de referencia, en la condición de severidad baja la densidad de juveniles se redujo 90%, en severidad media 78% y en severidad alta 93%. El reclutamiento de plántulas (regeneración a partir de semilla) fue mayor en la condición de severidad baja (2460.9 plántulas/ha) en comparación con las condiciones de severidad media (1640.6 plántulas/m²), alta (507.8 plántulas/ha) y la condición de referencia (0 plántulas/ha). Más del 70% de las plántulas registradas correspondieron a la especie *Pinus pringlei* (*Pinaceae*). Con respecto a la regeneración a partir de brotes, la mayor densidad se registró en

la condición de severidad alta y más del 50% de los brotes correspondieron a la especie *Quercus candicans* (*Fagaceae*). De acuerdo a lo que se esperaba, los valores de las variables estructurales disminuyeron significativamente con la severidad de incendio debido al incremento de la mortalidad del arbolado. La muerte del arbolado de las clases diamétricas inferiores representa la pérdida de regeneración de avanzada establecida antes del fuego, y evidencia la necesidad de manejar los combustibles para reducir la intensidad de los incendios y la consecuente degradación del bosque.

ABSTRACT

Fire is one of the principal abiotic factors influencing the structure and composition of the vegetation of forest ecosystems. In these ecosystems, the fire regime determines the effect of fire. When fire regimes are altered by anthropogenic factors and changes in environmental conditions, the severity of fires may increase. Knowing the effect of fires on the structure of vegetation allows defining management and restoration actions. This work describes the fire incidence from 2012 to 2016 in the state of Morelos and the effects of fire severity on the structure, composition, diversity and regeneration processes of a pine forest in the site El Fresno of the *ejido* (communal land) Santa María Ahuacatlán, Cuernavaca, Morelos, one year after the occurrence of a fire. Ninety-six percent of the fires recorded in the state of Morelos during the period evaluated were caused by anthropic activities. Agricultural activities caused 56.2% of the fires and 66.7% of the burned surface. Sixty-three percent of the fires and 67.9% of the burned surface occurred in pine, pine-oak, oak-pine and oak forests; which underwent frequent low-severity fires. To analyze the effect of fire severity in the pine forest, in April 2018, 15 parcels were established in each severity level (low, medium and high) and 13 parcels, in unburned forest areas (reference condition). The severity levels were determined by calculating the differenced normalized burn area (dNBR). The fire occurred in 2017 in the site El Fresno, Municipality of Cuernavaca, Morelos, resulted in a heterogeneous landscape (i.e. severity mosaic) with differential consequences in the structure and composition of the forest. The results revealed that the increase of severity reduced the density, basal area and coverage of living trees. In contrast to the reference condition, the density of trees reduced to 21.6% in the low severity condition, to 11.8% in the medium severity condition, and to 9.8% in the high severity condition; the basal area decreased to 58.3% in the low severity condition, to 18.6% in the medium severity condition and to 2.4% in the high severity condition; the canopy cover reduced to 69% in the low severity condition, to 53.7% in the medium severity condition, and to 36.5% in the high severity condition. The most similar structural values to those of the reference condition took place in the low severity condition. The composition of plants was different between the severity conditions and the reference condition due to the elimination of dominant species. Regarding the advanced regeneration and in comparison with the reference ecosystem, in the low-severity condition, the density of juveniles reduced by 90%, in medium severity by 78% and in high severity by 93%. Seedlings recruitment (regeneration with seeds) was higher in the low-severity condition (2460.9 seedlings/ha) compared to the medium severity conditions (1640.6 seedlings /m²), high severity (507.8 seedlings /ha) and the reference condition (0 seedlings /ha). More than 70% of the seedlings recorded corresponded to the *Pinus pringlei* (*Pinaceae*) species. In regard to the sprout regeneration, the highest density occurred in the high severity condition and more than 50% of the sprouts corresponded to the *Quercus candicans* (*Fagaceae*)

species. As expected, the values of the structural variables decreased significantly with the severity of the fire due to the increase of tree mortality. The death of trees pertaining to the small diameter class represents the loss of the advanced regeneration established before the fire, and evidences the need to manage fuels to reduce the intensity of the fires and the resulting forest degradation.

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN GENERAL

Los ecosistemas son moldeados por factores bióticos y abióticos, así como por sus interacciones (Tansley, 1935; Odum, 1971; Willis, 1997). Uno de los factores abióticos de mayor importancia y más extendido en los ecosistemas forestales es el fuego, el cual influye sobre la dinámica, estructura y composición de la vegetación (Pyne, *et al.*, 1996), la calidad del suelo y el agua, entre otros (Agee, 1993; Cerón-Bretón *et al.*, 2004; Moody *et al.*, 2013). Un incendio se define como la propagación libre y sin control del fuego en un área forestal (Veléz, 2000). Para que un incendio se produzca se requiere de cuatro condiciones: 1) combustible potencial, que se refiere a toda la biomasa existente, 2) combustible disponible, que se refiere a la porción de la biomasa que está lo suficientemente seca para encenderse y mantener la propagación del fuego, 3) condiciones del tiempo atmosférico favorables, que se refiere a la temperatura, humedad, velocidad del viento, entre otros y, 4) una fuente de ignición, sea esta natural (como la caída de rayos) o antropogénica (quema de pastizales; Bradstock, 2010). La ocurrencia de incendios depende tanto de factores bióticos (biomasa) y abióticos (variables climáticas) como de factores antropogénicos (fuentes de ignición).

Estos factores o “conmutadores de los incendios” (*sensu* Bradstock, 2010) determinan, a escala de paisaje, la existencia de diferentes regímenes de incendios. El régimen de incendios se define como la amplitud o rango de variación histórica en los eventos de incendio (Agee, 1993; Sugihara *et al.*, 2006). Para caracterizar el régimen se utilizan una serie de variables: 1) la frecuencia, que se refiere al número de incendios por unidad de área y tiempo, 2) la estacionalidad, que es la temporada

del año en que ocurren, 3) la intensidad que se mide como la energía liberada durante la combustión, 4) la severidad, que es el efecto del fuego sobre el ecosistema, y 5) el patrón espacial que es la distribución y el tamaño de los incendios (Agee, 1993; Sugihara *et al.*, 2006; Keeley, 2009). Dado que estas características difieren entre los distintos tipos de vegetación que constituyen camas de combustibles (Balcázar, 2011; Jardel-Peláez *et al.*, 2014), se espera que exista un régimen de incendio por cada tipo de vegetación presente en una región.

Algunos ecosistemas tienen mayor probabilidad de quemarse que otros. La variación en la estructura y composición de la vegetación, así como las propiedades físicas de las camas de combustibles (densidad, tipo y tamaño de los combustibles, carga o peso por unidad de superficie, etc.) y su potencial de incendios determinan la existencia de ecosistemas propensos o reluctantes a los incendios (Jardel-Peláez *et al.*, 2014). Una cama de combustibles es una unidad del paisaje, relativamente homogénea, que representa un ambiente único de combustión y determina el comportamiento y los efectos potenciales del fuego (Sandberg *et al.*, 2001; Ottmar *et al.*, 2007; Riccardi *et al.*, 2007). Los ecosistemas reluctantes son aquellos donde la propagación de los incendios está limitada por condiciones de humedad persistente y temporada seca muy corta (por ejemplo, el bosque mesófilo de montaña) o por la escases y discontinuidad de los combustibles (por ejemplo, selva baja caducifolia) (Jardel-Peláez, 2010; Jardel-Peláez *et al.*, 2014). Estos ecosistemas tienen regímenes históricos de incendios raros u ocasionales, con intervalos de retorno del fuego de cientos de años. Las especies de estos ecosistemas no presentan adaptaciones al fuego por lo que son afectadas

severamente cuando ocurren incendios en años muy secos o cuando su cobertura es fragmentada por alguna perturbación (Jardel-Peláez *et al*, 2014). En ecosistemas reluctantes como el bosque mesófilo de montaña, el fuego aún de baja intensidad tendrá un impacto negativo en las especies.

Los ecosistemas propensos al fuego se encuentran bajo condiciones del clima suficientemente húmedas para acumular biomasa, pero con una sequía estacional suficientemente larga para que los combustibles se sequen y mantengan la propagación del fuego (por ejemplo, bosques de pino, encino, pino-encino; Jardel-Peláez *et al*, 2014). Estas condiciones favorecen un régimen de incendios frecuentes de baja severidad ya que el intervalo de retorno del fuego es de pocos años y previene la acumulación de combustibles (Jardel-Peláez, 2010; Jardel-Peláez *et al*, 2014). Las especies de estos ecosistemas presentan adaptaciones que les permiten resistir al régimen concreto de fuego bajo el que han estado sometidas históricamente, pero son severamente afectadas en presencia de incendios intensos (Granados-Sánchez y López Ríos, 1996; Hardesty *et al*, 2005; Jardel-Peláez, 2010; Jardel-Peláez *et al*, 2014). Otros ecosistemas propensos a incendios se encuentran bajo condiciones de clima húmedo, bajas temperaturas y con una temporada seca muy corta que limita la disponibilidad de combustibles y reduce la probabilidad de incendios. El régimen de estos ecosistemas es de incendios infrecuentes de alta severidad que remueven el arbolado y reinician la sucesión. Las especies de estos ecosistemas presentan adaptaciones como conos que se abren con el fuego para liberar semillas o estrategias de rebrote a partir de estructuras subterráneas (Jardel-Peláez, 2010; Jardel-Peláez *et al*, 2014). Las

especies de los ecosistemas propensos a incendios como los bosques de pino solo se verán afectados por el fuego si este se aparta de su régimen histórico.

La alteración de los regímenes de incendios puede afectar a los ecosistemas forestales. Si bien el fuego ha estado presente en los ecosistemas forestales desde tiempos remotos como proceso ecológico y herramienta de manejo, en las últimas décadas su papel ha cobrado mayor relevancia debido a que se ha observado una tendencia al aumento en el riesgo (probabilidad de que ocurran incendios) y peligro de los incendios (resistencia al combate y efectos severos) (Rowell y Moore, 1999; Pausas y Keeley, 2009; Jardel-Peláez *et al.*, 2010). Esta tendencia está relacionada con el avance de la frontera agropecuaria, la deforestación, la fragmentación y la urbanización a causa de una mayor interacción entre las poblaciones humanas y los ecosistemas forestales (Pausas y Keeley, 2009; Pausas, 2012). Por otro lado, la visión del incendio como factor de deterioro llevó a que se adoptaran medidas de prevención, combate y supresión de incendios con fines de conservación. En ecosistemas propensos a incendios, el éxito de estas políticas favoreció la acumulación de combustibles y cambios en la estructura y composición de los bosques lo que derivó en incendios más severos (Brown y Arno, 1991; Pyne, 1996). La alteración antropogénica de los regímenes de incendios cambia el efecto usual del fuego sobre los ecosistemas forestales.

Una de las principales variables para caracterizar el régimen de fuego es la severidad. La severidad se define como el efecto del fuego sobre el ecosistema; esta variable influye sobre los procesos ecológicos a corto y largo plazo (Montorio-Llovería *et al.*, 2014). A corto plazo, los incendios pueden modificar la estructura y

los patrones espaciales de la distribución del arbolado debido a la mortalidad de las plantas (Keeley, 2009; Montorio-Llovería *et al.*, 2014). Los efectos a largo plazo están relacionados con la recuperación de los ecosistemas e incluyen procesos ecológicos como la sucesión ecológica y la regeneración natural (Key y Benson, 2004; Sugihara *et al.*, 2006; Keeley, 2009; Montorio-Llovería *et al.*, 2014). La sucesión ecológica se define como el proceso de cambio en la composición de especies, estructura y fisonomía de la vegetación a través del tiempo y el espacio en un ecosistema después de un disturbio que ha eliminado toda la vegetación original (Finegan, 1984). La regeneración natural es un proceso que implica la producción, dispersión, germinación de semillas y el establecimiento de plántulas en un ecosistema para el mantenimiento de las poblaciones (Harper, 1977). Además de este mecanismo, en los bosques propensos a incendios, también existe la regeneración de la vegetación a partir de estructuras aéreas y subterráneas, llamadas brotes (Lloret, 2004; Barton y Poulos, 2018). En algunos casos, los incendios pueden ocasionar el incremento de la riqueza de plantas durante las primeras etapas de la regeneración debido a la disponibilidad de recursos (González Tagle *et al.*, 2007; Howe, 2011). Por otra parte, también se ha registrado después de los incendios, la llegada de especies invasoras, que impiden el establecimiento de las especies nativas (Keeley, 2006; De Jesus-Jatoba *et al.*, 2016). La severidad de los incendios determina el proceso de recuperación a corto y largo plazo de los ecosistemas forestales.

Si bien los ecosistemas tienen la capacidad de recuperarse después de una perturbación (resiliencia); en algunas ocasiones, la recuperación puede no ocurrir. Por ejemplo, en el caso de los bosques que han sufrido incendios de gran severidad

y extensión después de periodos de supresión de incendios o donde los incendios han sido muy frecuentes, la regeneración de árboles puede ser retrasada o inhibida (Lampainen *et al.*, 2004; Bonnet *et al.*, 2005; Coppoletta, *et al.*, 2016). Esto se debe principalmente a la degradación del sitio, la afectación o lejanía de las fuentes de propágulos o la competencia con otras formas de vida como hierbas y arbustos (Lampainen *et al.*, 2004; Bonnet *et al.*, 2005; Crotteau *et al.*, 2013). La mitigación de los efectos negativos de los incendios es uno de los objetivos del manejo de fuego (Jardel-Peláez *et al.*, 2010, 2014). Para asistir en la recuperación de la estructura y funciones de los ecosistemas se pueden diseñar estrategias de intervención para la restauración ecológica. La restauración ecológica se define como el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2006). La restauración ecológica busca activar o acelerar el proceso de recuperación natural de un ecosistema (SER, 2006). Así, para implementar un proyecto de restauración es necesario evaluar el impacto de la perturbación en el ecosistema y la existencia de los procesos naturales de recuperación (Jordan *et al.*, 1990). En el caso de los incendios puede evaluarse su efecto comparando la estructura, composición y diversidad vegetal en áreas incendiadas con áreas no quemadas. La información resultante puede servir para definir las intervenciones requeridas para recuperar el ecosistema.

En el estado de Morelos existen regiones afectadas de forma importante por los incendios (CONAFOR, 2013b, 2018). Así, se necesitan estudios que evalúen el efecto de los incendios forestales de distinta severidad sobre la estructura, composición y regeneración de la vegetación en este estado. El objetivo del presente estudio es describir la incidencia de incendios en el estado de Morelos y

evaluar el efecto de distintos niveles de severidad de fuego sobre la vegetación de un bosque templado y su potencial de recuperación natural. La estructura que presenta esta tesis es de tres capítulos: el presente capítulo de introducción general, el capítulo II en donde se describe la incidencia de incendios en el estado de Morelos en relación con las variables climáticas de temperatura y precipitación, y el origen del incendio. En el capítulo III se evaluaron los cambios en la estructura, composición y diversidad arbórea y la fase inicial de la regeneración de un bosque de pino en sitios con distintos niveles de severidad de fuego un año después de ocurrido un incendio.

LITERATURA CITADA

Agee, J. K. 1993. Fire ecology of Pacific Northwest forests. Island press.

Balcázar M., O. E. 2011. Patrones Geoecológicos de Incendios Forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. Tesis de Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Naturales. Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Autlán de la Grana, Jalisco, México.

Barton, A., y H. Poulos. 2018. Pine vs. oaks revisited: conversion of madrean pine-oak forest to oak shrubland after high-severity wildre in the Sky Islands of Arizona. *Forest Ecology and Management* **414**:28-40.

Bradstock, R. 2010. A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Global Ecology and Biogeography* **19**:145–158.

Brown, J.K. y S.F. Arno. 1991. The paradox of wildland fire. *Western Wildlands* (Spring): 40-46.

- Castillo, M., P. Pedernera, y E. Peña.** 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA* **19**(3):44-53.
- Cerón-Bretón, R. M., A. Baéz-Pedrajo, H. Padilla-Gordón, J. G. Cerón-Bretón, y M. Muriel-García.** 2004. Contribución de incendios forestales a los niveles de nitrato y a la acidez del agua de lluvia en Puerto Morelos, Quintana Roo, México. Un caso de estudio. *Tecnología, Ciencia* **19**:55-64.
- CONAFOR.** 2013b. Inventario estatal forestal y de suelos. Morelos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR.** 2018. Programa estatal de prevención de Incendios forestales 2018. Comisión Nacional Forestal, Morelos. 77 pp.
- Crotteau, J. S., J. M. Varner III, y M. W. Ritchie.** 2013. Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the Southern Cascades. *Forest Ecology and Management* **287**:103-112.
- De Jesus-Jatoba, L., R. M. Varela, J. M. G. Molinillo, Z. U. Din, S. C. J. Gualtieri, E. Rodrigues-Filho, y F. A. Macías.** 2016. Allelopathy of bracken fern (*Pteridium arachnoideum*): new evidence from green fronds, litter, and soil. *Plos One* **11**(8):e0161670.
- Finegan, B.** 1984. Forest succession. *Nature* **312**:109-114.
- González Tagle, M. A., L. Schwendenmann, J. Jiménez Pérez, y W. Himmelsbach.** 2007. 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.
- Granados-Sánchez, D., y G. F. López Ríos.** 1996. Ecología del fuego. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* **4**:193-206.

- Hardesty, J., R. Myers y W. Fulks.** 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* 22: 78-87.
- Harper, J. L.** 1977. Population biology of plants. Page 900 *Population biology of plants*. Academic Press, Londres, UK.
- Howe, H. F.** 2011. Fire season and prairie forb richness in a 21-y experiment. *Ecoscience* 18:317-328.
- Jardel-Peláez, E. J., J. M. Frausto-Leyva, D. Pérez-Salicrup, E. Alvarado, J. E. Morfín-Ríos, R. Landa, y P. Llamas-Casillas.** 2010. Prioridades de investigación en manejo del fuego en México. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, Universidad Nacional Autónoma De México-Centro De Investigaciones En Ecosistemas Universidad de Guadalajara-Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad Servicio Forestal de los Estados Unidos, Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional. México, D.F.
- Jardel-Peláez, E. J. 2010.** Planificación del Manejo del Fuego. Universidad de Guadalajara-Fundación Manantlán para la Biodiversidad de Occidente-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. Autlán, Jalisco, México.
- Jardel-Peláez, E. J., D. Pérez-Salicrup, E. Alvarado, y J. E. Morfín-Ríos.** 2014. Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jal., México. Page 58.
- Jordan, W. R., M. E. Gilpin, y J. D. Aber.** 1990. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press.

- Keeley, J. E.** 2006. Fire management impacts on invasive plants in the Western United States. *Conservation Biology* **20**(2):375-384.
- Keeley, J.** 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* **18**:116-126.
- Key, C., y N. Benson.** 2004. The Normalized Burn Ratio (NBR). En: https://burnseverity.cr.usgs.gov/pdfs/LAv4_BR_CheatSheet.pdf.
- Lampainen, J., T. Kuuluvainen, T. H. Wallenius, L. Karjalainen, y I. Vanha-Majamaa.** 2004. Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. *Journal of Vegetation Science* **15**:245-256.
- Lloret, F.** 2004. Régimen de incendios y regeneración. Pages 101-126 *in* F. Valladares, editor. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- Montorio-Llovería, R., F. Pérez-Cabello, A. García-Martín, L. Vlassova, y J. De la Riva Fernández.** 2014. La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. Pages 427-440 *En* J. Arnáez, González-Sampériz, P., Lasanta, T., Valero Garcés, B. L., editor. *Geoecología, Cambio Ambiental y Paisaje: Homenaje al Profesor José María García Ruiz*. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Universidad de La Rioja, España.
- Moody, J. A., R. A. Shakesby, P. R. Robichaud, S. H. Cannon, y D. A. Martin.** 2013. Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews* **122**:10-37.
- Odum, E.** 1971. *Fundamentals of ecology*- W.B. Saunders. 3ra edición. Philadelphia, Estados Unidos.

- Ottmar, R. D., D. V. Sandberg, C. L. Riccardi, S. J. Prichard.** 2007. An overview of the Fuel Characteristic Classification System- Quantifying, classifying, and creating fuelbeds for resource planning. Canadian Journal of Forest Research. **37**: 2383-2393.
- Pausas, J. G. y J. Keeley.** 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. BioScience 59 (7):593-601.
- Pyne, S. J.** 1996. Word fire. The culture of the fire on Earth. University of Washington Press. Seattle, E.U.A. 384 p.
- Pyne, S. J., P. L. Andrews y R. D. Laven.** 1996. Introduction to wildland fire. John Wiley. Nueva York, E.U.A. 769 p.
- Riccardi, C. L., R. D. Ottmar, D. V. Sandberg, A. G. Andreu, E. Elman, K. Kopper, y J. Long.** 2007. The Fuelbed: a key element of the Fuel Characteristic Classification System. Canadian Journal of Forest Research. **37**: 2394-2412.
- Rowell, A., y P. F. Moore.** 2000. Global review of forest fires. Forests for Life Programme Unit, WWF International. Gland, Suiza, 64 pp.
- Sandberg, D. V., R. D. Ottmar, y G. H. Cushon.** 2001. Characterizing fuels in the 21st century. International Journal of Wildland Fire **10**: 381-387.
- SER.** 2006. La restauración ecológica un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida. En:
https://www.ser.org/pdf/Global_Rationale_Spanish.pdf
- Ryan, K. C., y N. V. Noste.** 1985. Evaluating prescribed fires, pp. 230-238 En: JE Lotan et al.(tech. coor) Proceedings - Symposium and Workshop on Wilderness Fire. USDA Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-182.

SEMARNAT. 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México 2012. Reporte. 382 pp.

SER. 2006. La restauración ecológica un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida. En: http://www1.inecol.edu.mx/repara/download/III_1_RestauracionEcologica_GannAndLamb2006.pdf [2017].

Sugihara, N. G., J. W. Van Wagtendonk, y J. Fites-Kaufman. 2006. Fire as an ecological process. Pages 58-74 *in* N. G. Sugihara, J. W. Van Wagtendonk, J. Fites-Kaufman, K. E. Shaffer, and A. E. Thode, editors. Fire in California's ecosystems. University of California Press.

Tansley, A. G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* **16**:284-307.

Vélez, R. (Coord.) 2000. La defensa contra incendios forestales. McGraw Hill, Madrid, España.

Wang, G. G., y K. J. Kembell. 2005. Effects of fire severity on early development of understory vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* **35**(2):254-262.

Willis, A. J. 1997. The ecosystem: an evolving concept viewed historically. *Functional Ecology* **11**:268-271.

CAPÍTULO II: INCIDENCIA DE INCENDIOS EN EL ESTADO DE MORELOS

INTRODUCCIÓN

Los incendios ocasionados por causas naturales o antropogénicas han estado presentes en los ecosistemas forestales desde hace mucho tiempo. Los incendios han formado parte de la dinámica natural de muchos ecosistemas forestales y del ambiente en el cual ha evolucionado su biota bajo distintos regímenes de incendios (Pyne *et al.*, 1996, 1996; Pausas y Keeley, 2009). Además, el fuego también ha sido una importante herramienta utilizada por el hombre desde tiempos remotos en el manejo de la vegetación y actualmente sigue siendo parte de actividades de subsistencia como la agricultura, la ganadería y la caza (Pyne, 1996; Shlisky *et al.*, 2007; Pausas y Keeley, 2009).

Existen factores que cambian los regímenes de incendio y alteran los efectos del fuego. Por ejemplo, la transformación del paisaje mediante la disminución de cobertura vegetal, el cambio de uso del suelo y la fragmentación de los ecosistemas pueden incrementar el riesgo de incendios (Nepstad *et al.*, 1999; Shlisky *et al.*, 2007; SEMARNAT, 2012; SEMARNAT-CONAFOR, 2015). La supresión del fuego en ecosistemas propensos a incendios y el aumento de las igniciones antropogénicas en ecosistemas reluctantes provocan la acumulación de combustibles lo que puede modificar la intensidad y severidad del incendio (Brown y Arno, 1991; Hardesty *et al.*, 2005; Cochrane, 2001). También la presencia de variaciones climáticas extremas asociadas al cambio climático global aumentan el riesgo y peligro de los incendios (Agee, 1997; McKenzie, 2004; Westerling *et al.*, 2006; Cerano-Paredes *et*

al., 2015). Actualmente, la alteración de los regímenes de incendios constituye un problema crítico para la conservación de los ecosistemas forestales (Pyne, 1999; Pausas y Keeley, 2009). En las últimas décadas este tipo de alteraciones ha provocado que los incendios forestales sean más frecuentes, severos y difíciles de controlar (Rowell y Moore, 1999). Por ejemplo, en México, en la temporada de incendios de 1998, el fenómeno del niño provocó la afectación de 850 mil hectáreas (Cerano-Paredes *et al.*, 2010; SEMARNAT, 2012). El área incendiada en esta temporada fue más del triple del promedio anual calculado para el periodo de 1991-2015 (260 mil hectáreas) (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; SEMARNAT, 2012; Jardel-Peláez *et al.*, 2014; SEMARNAT, 2015). En el caso de Morelos, durante la última década se presentaron tres de las temporadas más críticas de incendios; el área afectada en cada una de las temporadas de incendios de los años 2011 (2,512.2 ha), 2013 (4,286.9 ha) y 2017, (3,406.3 ha) estuvo por encima del doble del promedio anual (1,177 ha) registrado para los últimos 40 años (CONAFOR, 2018). La alteración de los regímenes de incendios por causas antropogénicas o ambientales ha favorecido el incremento de impactos negativos de los incendios sobre los ecosistemas forestales.

El reconocimiento del papel ecológico del fuego, así como su importancia como herramienta de manejo ha llevado a reorientar las políticas en materia de incendios tanto en México como a nivel mundial (Pyne *et al.*, 1996; Rodríguez-Trejo, 2006; Jardel-Peláez *et al.*, 2010, 2014). El enfoque tradicionalmente centrado en la prevención, combate y supresión de incendios forestales y la reforestación de áreas quemadas, actualmente está siendo sustituido por la adopción de estrategias

integrales de manejo de fuego (Pyne *et al.*, 1996; Rodríguez-Trejo, 2006; Jardel-Peláez *et al.*, 2010, 2014). El manejo del fuego puede definirse como el proceso de intervenciones técnicas, institucionales y comunicativas, dirigidas a lograr objetivos de conservación o producción en los ecosistemas y paisajes forestales, a través de: 1) el mantenimiento o restauración de los regímenes de incendios dentro de la amplitud de su variación natural o histórica, 2) el buen uso del fuego como una herramienta para el manejo del territorio y los recursos naturales y 3) la prevención o mitigación de los impactos negativos de los incendios forestales (Jardel-Peláez, 2010; Jardel-Peláez *et al.*, 2010, 2014). El estudio de la incidencia de incendios y su distribución espacial y temporal aporta información para diseñar e implementar estrategias de manejo del fuego (Pyne *et al.*, 1996; Jardel-Peláez *et al.*, 2010). Estas estrategias deben ser planificadas considerando el contexto físico-geográfico, ecológico y social específicos de cada región; no es posible implementar estrategias de manejo diseñadas en otro lugar (Jardel-Peláez *et al.*, 2004). En este contexto, en este capítulo se presenta un análisis preliminar de la incidencia de incendios en el estado de Morelos del año 2012 al 2016 y su relación con las variables climatológicas que se sabe afectan la estacionalidad de los incendios.

OBJETIVO

Describir la incidencia de incendios en el estado de Morelos durante el periodo 2012-2016 por tipo de vegetación y origen de los mismos además de la capacidad de predicción de la temperatura y la precipitación en la estacionalidad de los incendios.

Área de estudio

El estado de Morelos se localiza en la porción centro-sur de la República Mexicana, entre las coordenadas 19°08'00" N, 18°19'00" S de latitud norte y 98°38'00" E, 99°30'00" O de longitud oeste. Abarca una extensión territorial de 485,941.4 hectáreas que representan 0.2 % del total de la superficie nacional (INEGI, 2012). Limita al norte con el Estado de México y Ciudad de México, al este con el Estado de México y Puebla, al sur, con Puebla y Guerrero, y al oeste con el Estado de México y Guerrero (INAFED, 2018). De acuerdo con la clasificación climática de Köppen modificada por García (1964) e INEGI (2010), en el estado de Morelos se encuentran representados los climas del grupo A (cálidos), C (templados) y E (fríos). Los grupos climáticos que ocupan la mayor extensión territorial son los cálidos (87%), seguidos de los templados (10.7%) y una superficie restringida comprende los fríos (2.2%) (CONAFOR, 2013b). El régimen de lluvias es de verano, con un periodo de sequía desde el final del invierno a la primavera (CONAFOR, 2013b). De acuerdo con la clasificación FAO/UNESCO, en Morelos se encuentran 11 tipos de suelo (Boyás-Delgado *et al.*, 1993; CONAFOR, 2013b). Los tipos de suelo predominantes con respecto a la superficie total del estado son:

phaeozems (37.3%), vertisoles (28.8%), leptosoles réndzicos (15%) y andosoles (11.7%) (INEGI, 2000 en CONAFOR, 2013b).

La superficie forestal del estado de Morelos corresponde a 206,100.2 ha (42% de la superficie total del estado) dentro de la cual se distribuyen 14 tipos de vegetación agrupados en ocho formaciones forestales (Apéndice 1) (CONAFOR, 2013b). Entre los tipos de vegetación que se desarrollan en el estado predomina la selva baja caducifolia (Miranda y Hernández-Xolocotzi, 1963); le siguen en importancia los bosques de coníferas y encinos y los bosques húmedos de montaña (SAGARPA, 2001; Contreras-Macbeath y Rios, 2010). El 57% de la superficie del estado corresponde a áreas no forestales en las que se desarrollan principalmente actividades agrícolas y pecuarias (CONAFOR, 2013b) y zonas urbanas. Cerca de los centros urbanos, la cobertura vegetal original ha sido reemplazada por pastizales ganaderos (CONAFOR, 2013b).

MÉTODOS

La frecuencia de incendios por tipo de vegetación y su relación con las variables de temperatura y precipitación se evaluó para el periodo de 2012 a 2016 a partir de datos de fuentes oficiales. Los registros de incendios previos al periodo analizado no fueron incluidos en el análisis debido a que presentan errores de áreas incendiadas, coordenadas y falta de datos de tipo de vegetación (CONAFOR, comunicación personal). La base de datos de los incendios registrados por la CONAFOR durante el periodo de estudio cuenta con la fecha del incendio, ubicación (municipio, predio, paraje, coordenadas y altitud), origen del incendio, tipo de

vegetación afectada, superficie total afectada, porcentaje de renuevo, arbolado adulto, estrato arbustivo, estrato herbáceo, hojarasca y suelo orgánico afectados (CONAFOR, datos no publicados). Los registros del año 2012 no fueron considerados en el análisis por tipo de vegetación debido a que la base de datos no incluía esta información. Los datos de temperatura y precipitación media mensual correspondiente al periodo del año 2012 al 2016 fueron obtenidos de la página nacional de la CONAGUA y de la Subdirección de Redes de Medición y Sistemas de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) en el estado de Morelos (comunicación personal) respectivamente.

Los datos analizados correspondieron a 712 incendios registrados por la CONAFOR, 1,292 registros de temperatura y 1,426 registros de precipitación de 130 estaciones meteorológicas de la CONAGUA repartidas en 19 municipios del estado de Morelos.

Métodos de análisis

Las bases de datos de los cinco años que comprendieron el estudio fueron integradas en una sola base de datos a partir de la cual se realizaron estadísticas descriptivas del número de incendios por año, área afectada por tipo de vegetación y causas de los incendios. La relación entre la frecuencia de incendios y las variables ambientales de temperatura y precipitación fue analizada mediante regresiones lineales. Para todos los análisis estadísticos se usó el programa Statistica en su versión 7.0 (StatSoftInc., 2004).

RESULTADOS

Incendios por tipo de vegetación

Entre el año 2013 al 2016 se registraron 563 incendios que afectaron 7,077.8 ha que corresponde al 3.5% de la superficie forestal del estado. El 62.7% de los incendios registrados y el 67.9% de la superficie quemada se concentró en los bosques de pino, pino-encino, encino-pino y encino, los cuales en conjunto representan el 25.9% de la superficie forestal estatal. Por otro lado, en la selva baja caducifolia se concentró el 31% de los incendios y el 26.2% de la superficie incendiada en el estado (Tabla 1).

Tabla 1. Número de incendios, superficie total y superficie incendiada en el periodo 2013-2016 por tipo de vegetación en el estado de Morelos.

Tipos de vegetación	Superficie forestal		No. incendios	Superficie incendiada (2013-2016)		
	ha	%		ha	% estatal	% por tipo de vegetación
Bosque de pino	7,097.2	3.5	191	3,020.5	42.7	42.6
Bosque de pino-encino	16,928.1	8.3	57	589.3	8.3	3.5
Bosque de encino-pino	10,929.7	5.3	39	256.4	3.6	2.3
Bosque de encino	18,055.4	8.8	66	939.2	13.3	5.2
Bosque de oyamel	5,133.8	2.5	21	339.2	4.8	6.6
Bosque de cedro	362.6	0.2	2	14.6	0.2	4.0
Bosque mesófilo	7,727.2	3.8	7	17.4	0.2	0.2
Selva baja caducifolia	138,119.3	67.6	175	1,857.0	26.2	1.3
Pastizal	nd	nd	4	42.2	0.6	nd
Matorral rosetófilo	nd	nd	1	2.1	0.03	nd
Total superficie forestal	204,353.1	100.0	563	7,077.8	100.0	3.5

Predicción de la estacionalidad de los incendios mediante variables climáticas

En el estado de Morelos, en los años de evaluación, la mayor precipitación se registró de julio a septiembre (250 a 300 mm por mes) mientras que la menor precipitación (14 mm) se registró de diciembre a febrero (Figura 1). El número de incendios se correlacionó negativamente con la precipitación ($r = - 0.47$; Figura 2). En los meses de menor precipitación (febrero, marzo y abril) se registró el mayor número de incendios (en promedio, 41 incendios por mes) mientras que en los meses de julio, noviembre y diciembre se registraron pocos incendios y en los meses de agosto, septiembre y octubre (mayor precipitación) no ocurrieron incendios (Figura 3). Los meses con precipitación de 0 a 50 mm fueron los que mostraron la mayor variabilidad en la ocurrencia de incendios (de 0 a > 60 incendios; Figura 3).

En los años de evaluación, las temperaturas promedio más altas se registraron durante los meses de marzo y abril (25°C en promedio) mientras que las temperaturas promedio más bajas se registraron durante los meses de diciembre y enero (19°C en promedio). Se encontró una correlación positiva significativa, entre el número de incendios y la temperatura ($r= 0.45$; Figura 4). Los meses con temperatura entre 20 a 25 ° C son los que mostraron la mayor variabilidad en la ocurrencia de incendios (de 1 a > 60 incendios; Figura 4).

La mayor área afectada del periodo se registró en el año 2013 (4,286.9 ha) después de una temporada de lluvias de baja precipitación (840 mm del año 2012), mientras que en el año 2015 se afectó la menor extensión (385 ha). El año 2013 fue precedido por una precipitación alta (1,777 mm del año 2014). El área afectada por

los incendios no se correlacionó con las variables de temperatura ($r=0.003$) y precipitación ($r=0.17$).

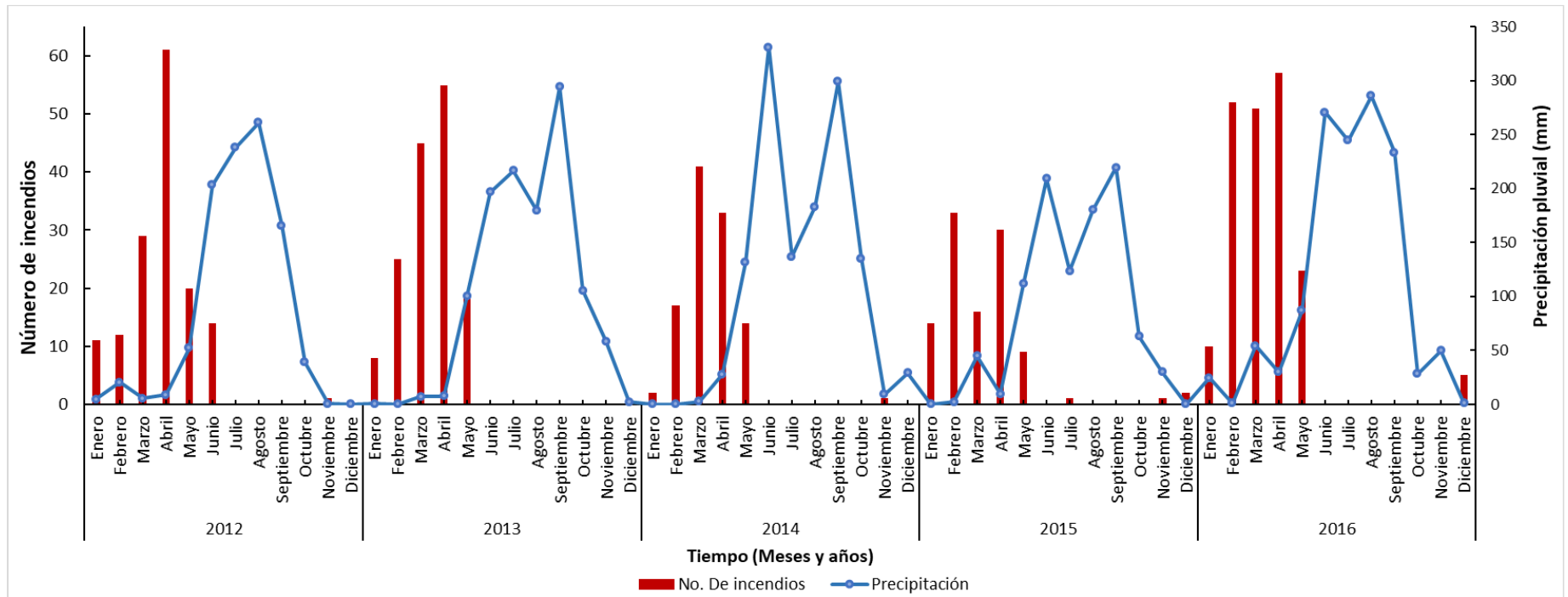


Figura 1. Número de incendios y precipitación pluvial registrados durante los años 2012 a 2016 en el estado de Morelos.

Fuente: elaboración propia a partir de registros de incendios proporcionados por la CONAFOR Gerencia estatal Morelos y registros de temperatura y precipitación proporcionados por la oficina de la CONAGUA en Morelos.

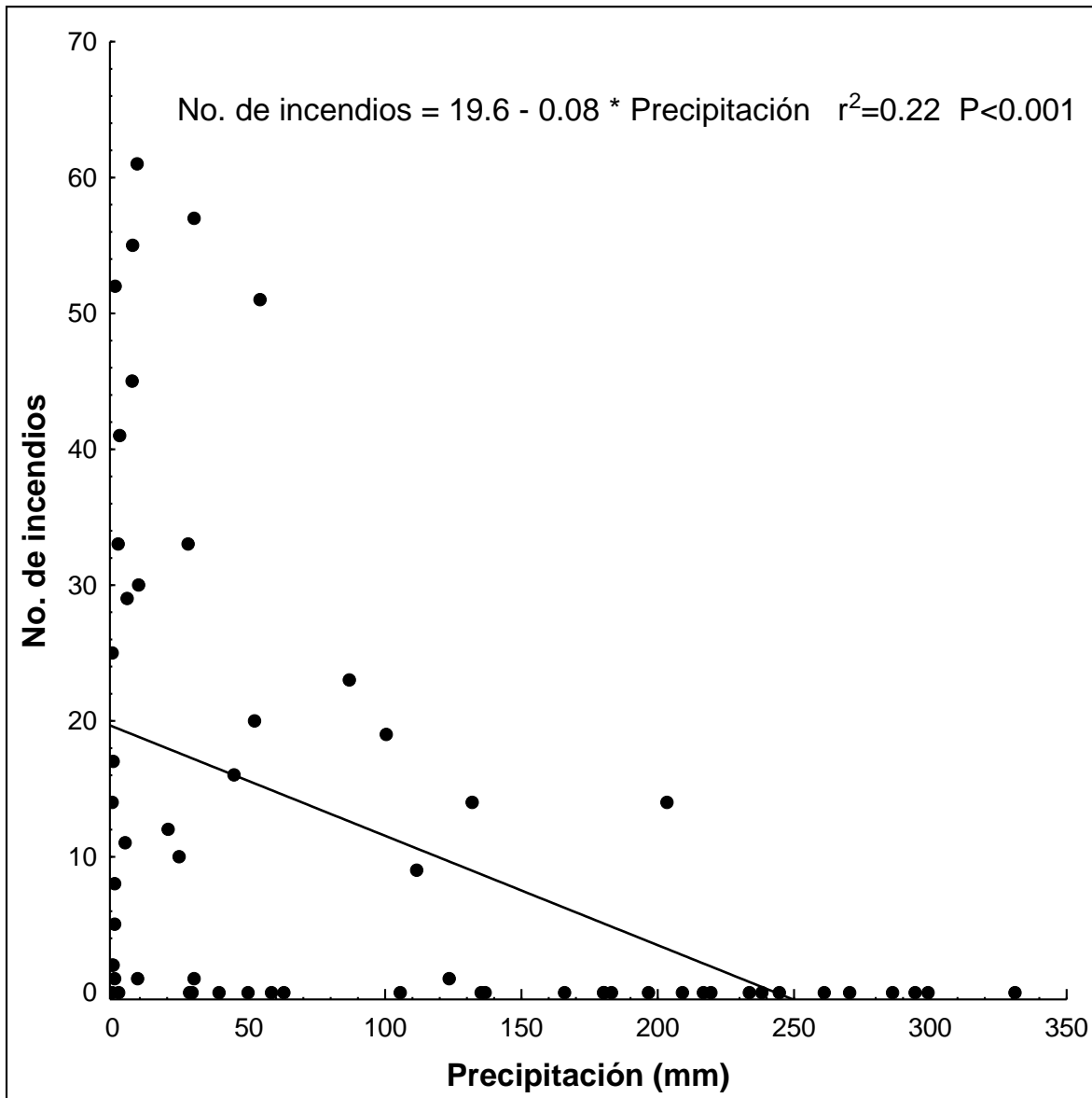


Figura 2. Regresión lineal entre el número de incendios ocurridos y la precipitación en Morelos entre los años 2012 al 2016. Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión. Fuente: elaboración propia a partir de registros de incendios proporcionados por el departamento de incendios de la CONAFOR, gerencia estatal Morelos y datos de precipitación proporcionados por la Subdirección de Redes de Medición y Sistemas de la CONAGUA, Morelos.

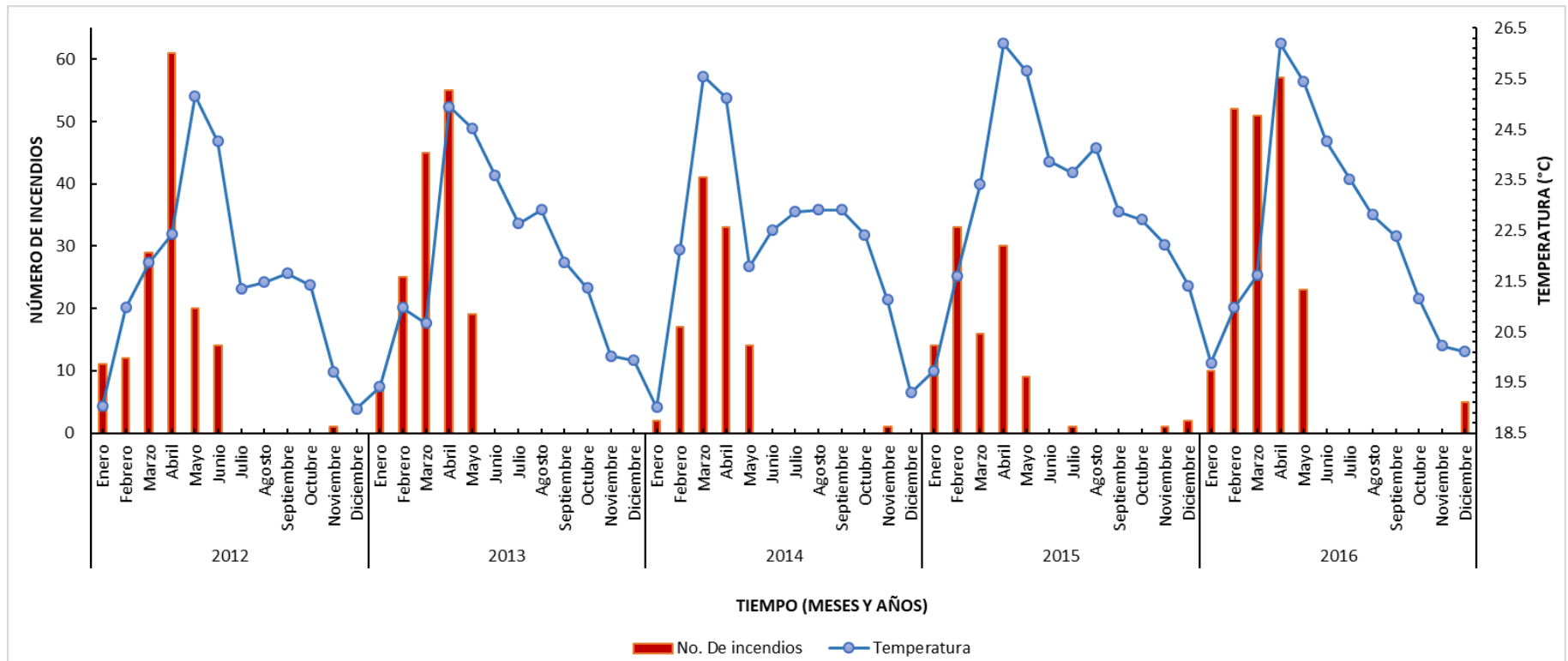


Figura 3. Número de incendios y temperatura media mensual registrados durante los años 2012 a 2016 en el estado de Morelos. Fuente: elaboración propia a partir de registros de incendios proporcionados por el departamento de incendios de la CONAFOR, gerencia estatal Morelos y registros de temperatura obtenidos de la página nacional de la CONAGUA.

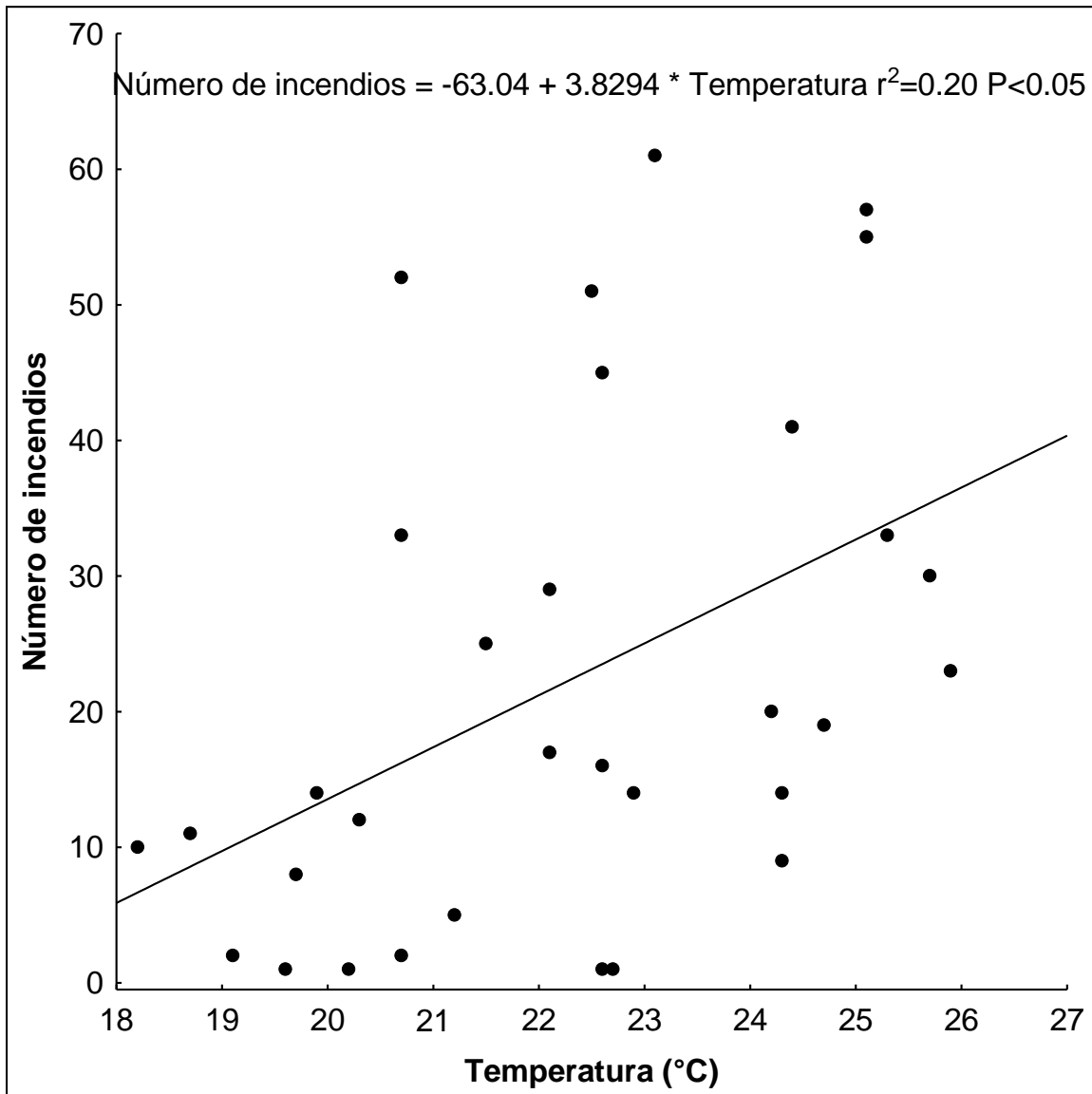


Figura 4. Regresión lineal entre la temperatura y la frecuencia de incendios ocurridos en Morelos entre los años 2012 al 2106. Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión. Los meses sin incendios fueron excluidos debido a que de esta forma se explica mayor porcentaje de varianza. Fuente: elaboración propia a partir de los datos publicados por la CONAGUA, 2017.

Causas de los incendios

La mayor parte de los incendios registrados durante el periodo 2012-2017 tuvieron un origen antropogénico. Las quemas agropecuarias causaron el 56.2% de los incendios registrados y el 66.7% de la superficie incendiada. Estas quemas fueron realizadas para desmonte, preparación de zonas de cultivo y agostaderos cerriles. Las quemas intencionales ocuparon el segundo lugar provocando el 21.6% de los incendios y el 15.5% del área incendiada. Seis de estos incendios fueron provocados para inducir el cambio de uso de suelo, tres se relacionaron con disputas territoriales y dos con vandalismo, mientras que para 115 incendios no se determinó el origen y solo fueron reportados como intencionales. La tercera causa de incendios (13.5%) fueron las fogatas de visitantes y el resto (12.8%) correspondió a actividades menos frecuentes como las festividades y rituales, limpia de derecho de vía y otras de origen desconocido. Las quemas asociadas a la cacería produjeron el menor porcentaje de incendios, pero estos fueron en promedio más extensos en comparación con el resto de las causas. Los rayos representaron el origen del menor número de incendios (0.1%) y de superficie incendiada (0.002%) (Tabla 2).

Tabla 2. Número, superficie total incendiada y superficie media por incendio y por origen durante el periodo 2012-2016.

Origen	Número de incendios		Superficie (ha)		
	N	%	Total	%	Media
Quemas agropecuarias	400	56.2	5,596.5	66.7	14
Intencionales	126	17.7	1,229.5	14.6	9.8
Fogatas de visitantes	96	13.5	525.9	6.3	5.5
Desconocidas	27	3.8	162.0	1.9	6.0
Quema de basura	24	3.4	207.4	2.5	8.6
Otras causas	22	3.1	133.3	1.6	6.1
Cazadores	16	2.3	540.1	6.4	33.8
Naturales	1	0.1	0.2	0.002	0.2
Total	712	100	8,398.7	100	78.2

DISCUSIÓN

El análisis de la incidencia de incendios permite obtener información esencial para la toma de decisiones y el diseño de acciones de manejo (Jardel-Peláez, *et al.*, 2010). En este estudio se observó que la mayor parte de los incendios y el área afectada que se registraron en Morelos durante el periodo 2013-2016 ocurrieron en bosques templados durante la menor precipitación y mayor temperatura; además, el principal origen de incendios fueron las quemas agropecuarias.

Áreas incendiadas por tipo de vegetación

Los bosques de pino, pino-encino, encino-pino y encino, representan 25.9% de la superficie forestal estatal (CONAFOR, 2013b); en esos tipos de vegetación se concentró el 63% de los incendios y el 67.9% de la superficie incendiada en el periodo 2013-2016. Este patrón es parecido a lo observado en áreas forestales de Jalisco, donde el 67.5% de la superficie quemada en un periodo de 13 años se

concentró en bosques de pino-encino y de encino (Balcázar-Medina, 2011). También en Michoacán, el 53% de los incendios registrados en un periodo de 17 años ocurrieron en bosques de pino-encino (Olivares-Martínez y Gómez-Tagle, 2019). Estos bosques presentan altas tasas de producción de biomasa y bajas tasas de degradación lo que favorece la acumulación de combustibles superficiales (Kim *et al.*, 2013) y los hace propensos a incendios frecuentes de baja severidad (Jardel-Peláez *et al.*, 2014). Por otro lado, en Morelos se requieren estudios dendrocronológicos o paleoecológicos (McKenzie, 2004; Cerano-Paredes *et al.*, 2015) para determinar si los incendios que ocurren en estos bosques se encuentran dentro de su régimen histórico o este se ha modificado debido a las actividades antropogénicas y al cambio climático.

En contraste con los bosques propensos a incendios, en la selva baja caducifolia (SBC), el tipo de vegetación con mayor superficie en el estado (67.6% de la superficie forestal estatal; CONAFOR, 2013b) se concentró el 31% de los incendios y el 26.2% de la superficie estatal incendiada; sólo se incendió 1.3% de la superficie de este tipo de vegetación. De manera similar en la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán, la selva baja caducifolia constituye el segundo tipo de vegetación con mayor extensión, y solo se incendió el 18.8% de su superficie en un periodo de 13 años (Balcázar-Medina, 2011). Dado que la SBC es un ecosistema con menor productividad (Caamal-Maldonado y Armendáriz-Yañez, 2002), se acumula una menor cantidad de combustibles superficiales en comparación con el bosque templado. Debido a la limitación de combustibles en este ecosistema, los incendios son raros u ocasionales (Rodríguez-Trejo, 2008; Jardel-Peláez *et al.*,

2014), lo que puede explicar que a pesar de ocupar la mayor parte de la superficie forestal estatal, proporcionalmente se incendió una superficie reducida.

Por otro lado, la mayor parte de los incendios que ocurren en este tipo de vegetación se deben a quemas de desmonte y preparación de áreas de cultivo (CONANP, 2005; 2008). Los suelos de la SBC son poco productivos por lo que las áreas desmontadas para la agricultura generalmente son abandonadas en poco tiempo (Caamal-Maldonado y Armendáriz-Yañez, 2002). La fragmentación y la alteración del complejo de combustibles producto de estas actividades puede provocar que la SBC degradada sea más susceptible a nuevos incendios (Vieira y Scariot, 2006; Rodríguez-Trejo *et al.*, 2019). La presencia de incendios recurrentes a largo plazo puede conducir a la conversión de áreas con SBC a pastizales (Hopkins, 1992; Vieira y Scariot, 2006; Rodríguez-Trejo *et al.*, 2019). En comparación con el bosque templado, la SBC es menos propensa a los incendios, pero su fragmentación y degradación puede aumentar su vulnerabilidad.

Los bosques de oyamel y cedro concentraron el 0.04% de los incendios registrados y el 5% de la superficie estatal incendiada. Estos bosques son propensos a incendios infrecuentes de alta severidad (Rodríguez-Trejo, 2008; Jardel-Peláez *et al.* 2014). Mis resultados coinciden con un estudio realizado en la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán donde se encontró que, en un periodo de 8 años, el 0.5% de los incendios correspondieron a bosques de oyamel (Jardel-Peláez *et al.* 2004). En estos bosques, a pesar de tener altas cargas de combustibles, el clima húmedo y las bajas temperaturas reducen la probabilidad de incendios (Furyaev *et al.*, 1983; Jardel-Peláez *et al.*, 2014). Por otro lado, en años

secos o después de alguna perturbación, la acumulación y continuidad de los combustibles favorece la propagación de incendios severos que remueven toda la vegetación y reinician la sucesión (Rodríguez-Trejo, 2008; Jardel-Peláez, 2014).

El bosque mesófilo de montaña (BMM) fue uno de los tipos de vegetación con menor superficie afectada (0.2%, 17.4 ha). Este resultado contrasta con lo reportado para el BMM de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán donde se incendió el 25.8% de la superficie total de este tipo de vegetación (Balcázar-Medina, 2011). Las condiciones de humedad en las que se desarrolla el BMM limitan la disponibilidad de combustibles y la propagación de incendios (Rodríguez-Trejo, 2008; Jardel-Peláez *et al.*, 2014). Por otro lado, bajo condiciones de sequía pueden ocurrir incendios que aun siendo de baja intensidad llegan a tener efectos severos sobre la vegetación debido a que las especies no están adaptadas a este tipo de disturbio (Pyne *et al.*, 1996; Jardel-Peláez *et al.*, 2014). En un evento posterior, el aumento de la carga de combustibles disponibles producto de la mortalidad de árboles puede provocar que los efectos sean más severos y se afecte una superficie mayor (Cochrane y Schulze, 1999; Chocrane, 2001). La recurrencia de incendios en este ecosistema puede favorecer la prevalencia de especies resistentes al fuego como los pinos (Sánchez-Velázquez y García-Moya, 1994) o los pastos (Grau *et al.*, 2010) arrestando el proceso de sucesión natural. En el estado de Morelos, el bosque mesófilo de montaña es el segundo tipo de vegetación con menor superficie conservada (28.57%) y se ha reportado que el principal agente causal de daño en este tipo de vegetación es el fuego (CONAFOR, 2013b). Al igual que sucede con la SBC, las condiciones de conservación en las que se encuentra el BMM aumentan

su vulnerabilidad de ser afectado por incendios y que su superficie continúe disminuyendo.

Los incendios forestales son considerados como uno de los principales disturbios. Actualmente la mayor parte de la vegetación de Morelos presenta alrededor del 50% de superficie como vegetación secundaria, producto de eventos de disturbio entre los que destacan los incendios (CONAFOR, 2013b). En este contexto, se requieren estudios que evalúen las causas y los efectos ecológicos del fuego sobre las áreas forestales, sobre todo en aquellas más susceptibles como es el caso de los bosques secundarios y los tipos de vegetación sensibles al fuego (selva baja caducifolia y bosque mesófilo). Esto permitirá planificar medidas de manejo y restauración con la finalidad de evitar la degradación de las áreas forestales.

Efecto de la precipitación y la temperatura

La baja precipitación y el incremento de la temperatura explicaron parcialmente la variación en la frecuencia mensual de incendios ocurridos en Morelos; estas variables no influyeron en el tamaño de los incendios registrados. La precipitación y la temperatura influyen en la estacionalidad de la sequía (Cerano *et al.*, 2010). Estos resultados coinciden con lo reportado para bosques del Estado de México, en los que las bajas precipitaciones seguidas de altas temperaturas se relacionaron con un mayor número de incendios; allá, las variables climáticas tampoco explicaron la extensión de la superficie quemada (Antonio y Ellis, 2015). Por el contrario, en bosques de coníferas de Durango se encontró que el número y la extensión de los incendios si se relacionó con las condiciones de precipitación y

temperatura (Pérez-Verdín *et al.* 2013). La transformación del paisaje a causa del avance de la frontera agropecuaria y la urbanización son algunos de los factores que influyen en la modificación de los ecosistemas y el aumento en la incidencia de incendios (Rowell y Moore, 1999; Pérez-Verdín *et al.*, 2013; Jardel-Peláez *et al.*, 2014). En este contexto, el estado de conservación de las superficies forestales y la influencia de factores antropogénicos que alteran los regímenes históricos de incendios, además del clima, incluyen en la incidencia de incendios (Pyne, 1996; Jardel-Peláez *et al.*, 2004). En Morelos y el Estado de México, la densidad poblacional es mayor, la superficie forestal es menor y están altamente fragmentadas; en el estado de Durango, la superficie forestal además de ser más extensa presenta mayor continuidad y la densidad poblacional es menor (CONAFOR, 2013a; 2013b; 2014). Las variables climáticas pueden predecir la incidencia de fuego en áreas de bosque conservado; en áreas altamente pobladas, las actividades humanas (ver abajo) y la fragmentación del bosque, aumentan la probabilidad de incendios.

Otro factor que puede influir en la relación del clima con la frecuencia de incendios es la estacionalidad de las lluvias. En la zona norte de Morelos, donde se distribuyen los bosques templados, las lluvias inician en mayo (CONANP, 2017) mientras que en la zona sur, donde el principal tipo de vegetación es la selva baja caducifolia, las lluvias inician en junio (CONANP, 2005). En futuros estudios se podría analizar la incidencia de incendios por separado para la zona norte (templada) y sur (cálida) considerando, además de incluir otras variables ambientales como la evapotranspiración y factores antropogénicos (vías de comunicación, tipos de propiedad de terreno, etc.) como fuentes de variación.

Causas de los incendios forestales

A nivel mundial, el avance de la frontera agrícola, la urbanización y la deforestación han favorecido un incremento de los incendios forestales. Este incremento de incendios es una consecuencia de la interacción entre las comunidades humanas y los ecosistemas forestales (Rowel y Moore, 1999; Shlisky et al., 2007; Jardel-Peláez *et al.*, 2010). En el caso de Morelos, el 96% de los incendios que ocurrieron en el periodo 2012-2016 estuvieron relacionados con actividades antropogénicas. Las quemas agropecuarias, los incendios intencionales y la presencia de visitantes en las áreas forestales fueron las principales causas de incendios y superficie quemada.

Las quemas agropecuarias fueron la causa de la mayor parte de los incendios y la superficie quemada registrada. Este tipo de quemas también han sido consideradas como la principal causa de incendios forestales en otros estados del país como Jalisco (Jardel-Peláez *et al.*, 2004; Balcázar, 2011), Chiapas (Román y Martínez, 2006) e Hidalgo (Cruz *et al.*, 2017). Las estadísticas oficiales a nivel nacional, también mencionan estas actividades como el origen de los incendios (SEMARNAT, 2009). Al hablar de las quemas agropecuarias es importante considerar que en esta categoría generalmente se mezclan distintas actividades como: 1) quemas para preparación de terrenos de cultivo; 2) quemas de “agostaderos cerriles” para inducir el rebrote de plantas forrajeras; 3) quemas de desmonte para inducir el cambio de uso de suelo tanto para agricultura como para

urbanización y 4) quemas asociadas a cultivos ilegales (Balcázar, 2011). Dado que estas actividades tienen fines distintos, requieren ser atendidas con estrategias diferentes (Paz-Salinas, 2005; Jardel-Peláez *et al.*, 2010; Balcázar, 2011). A continuación, se discuten estrategias para cada actividad:

Actividades 1 y 2: El uso de fuego en la agricultura es un hábito arraigado en los campesinos de muchas partes de México y el mundo (Huffman, 2013; Gutiérrez *et al.*, 2017). El fuego es considerado como una herramienta que reduce el esfuerzo de trabajo en la preparación de zonas de cultivo, favorece la fertilización del suelo y actúa como control de plagas (Gutiérrez *et al.*, 2017; SEMARNAT, 2009). Los incendios forestales causados por quemas asociadas a cultivos agrícolas y ganadería generalmente son producto de la falta de organización o conocimiento técnico para manejar el fuego (Balcázar, 2011). Las quemas se realizan en horarios donde las condiciones del tiempo atmosférico facilitan la propagación del fuego y son llevadas a cabo con menor personal del necesario para mantener el control del mismo (Gutiérrez *et al.*, 2017). En este sentido, el problema podría resolverse mediante la capacitación de los pobladores para la realización de quemas controladas o quemas prescritas bajo los lineamientos establecidos en la norma oficial sobre el uso de fuego (NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007).

Actividades 3. Las quemas de desmonte generalmente son realizadas para ampliar áreas de cultivo y pastizales para la ganadería. En este caso, la atención del problema no está relacionada con el manejo del fuego, sino con mejorar las políticas y estrategias que permitan detener y revertir procesos de deforestación (Jardel-Peláez *et al.*, 2010). Esto podría implicar la revisión de programas

gubernamentales de apoyo a la agricultura y ganadería para evitar que estén funcionando como estímulo para destruir áreas forestales. En este sentido, también se requieren medidas de ordenamiento territorial para controlar la expansión de la frontera agropecuaria. Este ordenamiento, así como cualquier estrategia de manejo debe ser un trabajo conjunto de los pobladores y las autoridades correspondientes para evitar conflictos futuros.

Actividades 4. Las quemadas relacionadas con cultivos ilícitos son provocadas para borrar rastros de los sembradíos o para desviar la atención de las autoridades (ver Balcázar, 2011). Al igual que sucede con las quemadas de desmonte, la solución de este problema no está relacionada con el manejo del fuego. Este es un problema de orden legal que requiere ser atendido por las autoridades de seguridad pública correspondientes.

Las quemadas intencionales fueron la segunda causa que contribuyó a la frecuencia y superficie quemada estatal. El 9% de los incendios provocados de forma intencional fueron atribuidos a cambio de uso de suelo, disputas territoriales y vandalismo, mientras que para el 91% restante no se determinó la causa específica. El mayor número de incendios causados intencionalmente y para los cuales no se determinó la causa específica se registró en el municipio de Tepoztlán. Uno de los principales problemas ambientales que presenta este municipio es la venta de terrenos de propiedad comunal y ejidal (CONANP, 2008). Es probable que gran parte de los incendios intencionales busquen reducir la resiliencia del bosque con el fin de inducir el cambio de uso de suelo. En otras áreas del país se ha documentado que los incendios intencionales también pueden estar relacionados

con la tala ilegal, cultivos ilícitos o ser una forma de protesta ante las restricciones de uso de recursos naturales dentro de las áreas protegidas (Paz-Salinas, 2005; SEMARNAT, 2009; Jardel-Peláez *et al.*, 2010; Balcázar, 2011). Dado que las motivaciones que llevan a provocar este tipo de incendios pueden tener distintos orígenes (políticos, socio-culturales, etc.) es necesario que las causas exactas de estos incendios sean investigadas para poder establecer soluciones adecuadas.

Otra de las causas de incendios que requiere especial atención son las quemas asociadas a la cacería. Estas quemas provocan el menor porcentaje de incendios forestales antrópicos (2.3%), pero el tamaño promedio de estos incendios está por encima de cualquiera de las otras causas. Es probable que estos incendios estén siendo causados en áreas donde la alta inaccesibilidad o la alta carga de combustible dificulten las labores de combate.

CONCLUSIONES

1. La mayor parte de los incendios forestales registrados en Morelos ocurren en los bosques dependientes del fuego.
2. La baja precipitación y alta temperatura promueven condiciones óptimas para que se desarrollen incendios, pero el factor más importante que determina el riesgo de incendios es el uso antropogénico del fuego. Dado que la mayor parte de los incendios tuvieron un origen antropogénico, es probable que las actividades humanas estén generando una variación en la relación clima-incendios.

3. Las tres principales causas de incendios forestales y área incendiada en Morelos fueron las quemas agropecuarias, las quemas intencionales y la presencia de visitantes en las áreas forestales.

LITERATURA CITADA

- Agee, J. K.** 1997. The severe weather wildfire - Too hot to handle? Northwest Science Forum **71**(1):153-156.
- Antonio, X., y E. A. Ellis.** 2015. Forest fires and climate correlation in Mexico State: a report based on MODIS. Advances in Remote Sensing **4**:280-286.
- Balcázar M., O. E.** 2011. Patrones Geoecológicos de Incendios Forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. Tesis de Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Naturales. Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Autlán de la Grana, Jalisco, México.
- Bessie, W., y E. Johnson.** 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. Ecology **76**(3):747-762.
- Boyás-Delgado, J. C., M. A. Cervantes-Sánchez, J. L. Javelly-Gurria, M. M. Linares-Avila, F. Solares-Arenas, R. M. Soto-Estrada, I. Naufal-Tuena, y L. Sandoval-Cruz.** 1993. Diagnóstico forestal para el Estado de Morelos. SAGAR/ INIFAP/ CIRCE, México.
- Brown, J.K. y S.F. Arno.** 1991. The paradox of wildland fire. Western Wildlands (Spring): 40-46.
- Cerano-Paredes, J., J. Villanueva-Díaz y P. Z. Fulé.** 2010. Reconstrucción de incendios y su relación con el clima para la Reserva Cerro El Mohinora, Chihuahua. Revista mexicana de ciencias forestales, **1**: 63-74.
- Cerano-Paredes, J., J. Villanueva-Díaz, R. Cervantes-Martínez, P. Fulé, L. Yocom, G. Esquivel-Arriaga, y E. Jardel-Peláez.** 2015. Historia de incendios en un bosque de pino de la sierra de Manantlán, Jalisco, México. Bosque **36**(1):41-52.

- Chapin, F. S., C. Folke y G. P. Kofinas.** 2009. A framework for understanding change. In Principles of ecosystem stewardship. Springer, New York, NY. 3-28 pp.
- Cochrane, M. A. y M. D. Schulze.** 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31: 2-16.
- Cochrane, M. A.** 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, **15**: 1515-1521.
- CONAFOR.** 2013a. Inventario estatal forestal y de suelos. Durango. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR.** 2013b. Inventario estatal forestal y de suelos. Morelos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR.** 2014. Inventario estatal forestal y de suelos. Estado de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR.** 2018. Programa estatal de prevención de Incendios forestales 2018. Comisión Nacional Forestal, Morelos. 77 pp.
- CONAFOR.** 2019. Reporte semanal nacional de incendios forestales. Programa de manejo del fuego. Centro Nacional de Manejo del Fuego. En: <https://www.gob.mx/conafor/documentos/reporte-semanal-de-incendios>.
- CONAGUA.** 2007. Datos de temperatura y precipitación media mensual. 2012-2016. Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos.
- CONANP.** 2005. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México. México. CONANP. 207pp.

- CONANP.** 2008. Programa de manejo Parque Nacional El Tepozteco. Anteproyecto. Dirección Regional Centro y Eje Neovolcánico
- CONANP.** 2017. Plan de manejo del Corredor Ajusco-Chichinautzin. En: www.conanp.gob.mx › dominios › que_hacemos › Programa_de_Manejo_04 [2017].
- Contreras-Macbeath, T., y S. A. Rios.** 2010. Biodiversidad en Morelos, Ciudad de México, México.
- Covington, W. W.** 2000. Helping western forests heal: the prognosis is poor for US forest ecosystems. *Nature* **408**: 135-136.
- Cruz Espíndola, M. Á., D. A. Rodríguez Trejo, A. Villanueva Morales y J. Santillán Pérez.** 2017. Factores sociales de uso del suelo y vegetación asociados a los incendios forestales en Hidalgo. *Revista mexicana de ciencias forestales*, **8**: 139-163.
- Dale, V. H., L. A. Joyce, S. McNulty, R. P. Neilson, M. P. Ayres, M. D. Flannigan, P. J. Hanson, L. C. Irland, A. E. Lugo, C. J. Peterson, D. Simberloff, F. J. Swanson, B. J. Stocks, y B. M. Wotton.** 2001. Climate change and forest disturbances: climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience* **51**(9):723-734.
- García, E.** 1964. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Hardesty, J., R. Myers y W. Fulks.** 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* 22: 78-87.
- Hopkins, B.** 1992. Ecological processes at the forest-savanna boundary. Pages 23-33 *En* J. Proctor and J. A. Ratter, editors. *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- INAFED.** 2018. Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Morelos. En:
<http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM17morelos/mediofisico.html> [2018].
- INEGI.** 2012. Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos 2011. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Jardel-Peláez, E. J. 2010.** Planificación del Manejo del Fuego. Universidad de Guadalajara-Fundación Manantlán para la Biodiversidad de Occidente-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. Autlán, Jalisco, México.
- Jardel-Peláez, E. J., F. Castillo-Navarro, V. R. Ramírez, M. J. Chacón y M. O. Balcázar.** 2004. Los incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima. In: L. Villers R. y J. López-Blanco (Eds.). *Incendios forestales en México: Métodos de evaluación*. Centro de Ciencias Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F., México. pp.147-164
- Jardel-Peláez, E. J., J. M. Frausto-Leyva, D. Pérez-Salicrup, E. Alvarado, J. E. Morfín-Ríos, R. Landa, y P. Llamas-Casillas.** 2010. Prioridades de

investigación en manejo del fuego en México. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. México, DF, México.

Jardel-Peláez, E. J., D. Pérez-Salicrup, E. Alvarado, y J. E. Morfín-Ríos. 2014.

Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jal., México. 58 pp.

Kim, C., T. Sharik, y M. F. Jurgensen. 2013. Canopy cover effects on mass loss,

and nitrogen and phosphorus dynamics from decomposing litter in oak and pine stands in northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management*:13-20.

Miranda, F., y E. Hernández-Xolocotzi. 1963. Los tipos de vegetación de México

y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **29**: 29-179.

McKenzie, D. 2004. Historia del fuego y su relación con el clima. En: Villers R., L. y

López B., J. (Edit.). *Incendios forestales en México: Métodos de evaluación*. Centro de Ciencias Atmósfera, UNAM. México D.F. pp. 13-28.

McKenzie, D., C. Miller, y D. A. Falk, 2011. Toward a theory of landscape fire. En:

The landscape ecology of fire (pp. 3-25). Springer, Dordrecht.

Nepstad, D.C., A. Veríssimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P.

Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendoza, M. Cochrane, y V.

Brooks. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* **398**: 505-508.

Olivares-Martínez, L. D. y A. Gómez-Tagle Chávez. 2019. Regímenes de

incendios en la franja aguacatera michoacana. En: *Memorias del VII Congreso Mexicano de Ecología*. Sociedad Científica Mexicana de Ecología.

Querétaro, México.

- Paz-Salinas, M. F.** 2005. La participación en el manejo de áreas naturales protegidas : Actores e intereses en conflicto en el Corredor Biológico Chichinautzin, Morelos. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias/UNAM, Cuernavaca, Morelos.
- Pausas, J. G. y J. Keeley.** 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience* 59 (7):593-601.
- Pyne, S. J.** 1996. *Word fire. The culture of the fire on Earth.* University of Washington Press. Seattle, E.U.A. 384 p.
- Pyne, S. J., P. L. Andrews y R. D. Laven.** 1996. *Introduction to wildland fire.* John Wiley. Nueva York, E.U.A. 769 p.
- 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**:23-37.
- Rodríguez-Trejo D. A.** 2006. Ecología del fuego y manejo integral del fuego en las montañas del Valle de México (bosque de coníferas). En: *Incendios forestales.* Flores G., J. G. y D. A. Rodríguez-Trejo.(eds.). 41-56.
- Rodríguez Trejo, D. A., P. Martínez-Muñoz, y P. J. M. Lara.** 2019. Efectos del fuego en el arbolado de un bosque tropical de pino y en el de una selva baja caducifolia en Villaflores, Chiapas. *Ciência Florestal*, **29**, 1033-1047.
- SAGARPA.** 2001. *Diagnóstico forestal del Estado de Morelos.* 2a edición, Morelos, México.
- Sánchez-Velásquez L. R. y García-Moya E.** 1994. Sucesión forestal en la Sierra de Manantlán, Jal., México: bosque mesófilo de montaña y bosque de Pinus. *Agrociencia Ser. Rec. Nat.* **3**, 7-26.

SEMARNAT. 2009. Norma Oficial Mexicana NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007 que establece las especificaciones técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario. Diario Oficial de la Federación.

SEMARNAT-CONAFOR. 2015. CONAFOR. Gerencia Estatal Morelos. SEMARNAT, Morelos, México.

SEMARNAT. 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México 2012. Reporte. 382 pp.

SEMARNAT. 2015. Informe de la situación del medio ambiente en México 2015.498.

Shlisky, A., J. Waugh, P. Gonzalez, M. Gonzalez, M. Manta, H. Santoso, E. Alvarado, A. Ainuddin Nuruddin, D. A. Rodríguez-Trejo, R. Swaty, D. Schmidt, M. Kaufmann, R. Myers, A. Alencar, F. Kearns, D. Johnson, J. Smith, D. Zollner, y W. Fulks. 2007. Fire, ecosystems and people: threats and strategies for global biodiversity conservation. GFI Technical Report. The Nature Conservancy, Arlington, VA

Vieira, D. L. M. y A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of Tropical Dry Forests for restoration. *Restoration Ecology* **14**:11-20.

Westerling, A.L., H. S. Hidalgo, D. R. Cayan, T. W. Swetnam. 2006. Warming and earlier spring increases Western U.S. forest wildfire activity. *Science* **313**: 940-943.

APÉNDICES DEL CAPÍTULO II

Apéndice 1. Formaciones forestales y tipos de vegetación presentes en el estado de Morelos. Elaboración propia a partir de CONAFOR 2013b.

Formación forestal	Superficie	Tipo de vegetación	Primaria	Secundaria	Superficie tipo
Coníferas	12,610.5	Bosque de pino	3,905.5	3,191.6	7,097.1
		Bosque de abies	2,788.3	2,345.5	5,133.8
		Bosque de juniperus		362.6	362.6
		Bosque de ayarín	-	17.1	17.1
Coníferas y latifoliadas	27,857.8	Bosque de pino-encino	7,169.2	9,758.9	16,928.1
		Bosque de encino- pino	2,885.3	8,044.4	10,929.7
Latifoliadas	19,013.7	Bosque de encino	5,992.8	12,062.5	18,055.4
		Bosque de galería	958.3		958.3
Bosque mesófilo	7,727.2	Bosque mesófilo	2,207.8	5,519.4	7,727.2
Selva baja	138,119.3	Selva baja caducifolia	7,222.7	130,896.5	138,119.3
Otras asociaciones	412.8	Palmar natural	141.1		141.1
		Vegetación inducida de palmar	271.7		271.7
Zonas áridas	324.3	Zonas áridas	324.3		324.3

CAPÍTULO III: EFECTO DEL FUEGO SOBRE EL BOSQUE DE PINO EN EL ESTADO DE MORELOS

INTRODUCCIÓN

El fuego es un factor clave que influye en la composición, estructura y dinámica de los ecosistemas terrestres (Agee, 1993; Fulé y Covington, 1997; Castillo et al., 2003; Sugihara et al., 2006; Collins et al., 2011). Esto implica que el conocimiento y entendimiento del papel ecológico del fuego es fundamental para el diseño de mejores prácticas de conservación y manejo sustentable de los ecosistemas forestales (Pyne et al., 1996). En este capítulo se analizan los efectos ecológicos de un incendio forestal en un bosque de pino en el noroeste del estado de Morelos, México.

Los incendios forman parte de la dinámica de muchos ecosistemas forestales y, en especial, de los bosques de pino. La presencia de fuego en la mayoría de los bosques de pino es esencial para el mantenimiento de sus comunidades vegetales (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; Myers y Rodríguez-Trejo, 2009). La variabilidad de los factores ambientales en los que se desarrollan los bosques de pino da origen a distintos regímenes de incendio (Falk *et al.*, 2007). Los regímenes de incendios son determinados a escala de paisaje por el clima, la geomorfología y la vegetación-complejo de combustibles (Agee, 2003; Falk *et al.*, 2007). A partir de la influencia de estos factores, los bosques de pino propensos a incendios (*sensu* Jardel-Peláez *et al.*, 2014) se pueden distribuir en dos regímenes potenciales de: 1) incendios frecuentes, superficiales, de baja a moderada severidad y 2) incendios infrecuentes, superficiales o de copa, de alta severidad (reemplazo del arbolado) (Keeley, 2012;

Jardel-Peláez *et al.*, 2014). El régimen uno, de incendios frecuentes de baja severidad es característico de bosques que presentan altas tasas de productividad primaria y baja degradación de biomasa, lo que favorece la acumulación de combustibles; estos bosques también tienen una estación seca suficientemente larga para que exista combustible disponible (Jardel-Peláez, 2014). Los bosques de pino que tienen este tipo de régimen de incendios se distribuyen en zonas templado húmedas (Jardel-Peláez *et al.*, 2010; 2014). El régimen dos, de incendios infrecuentes de alta severidad corresponde a i) bosques de zonas muy húmedas o húmedas templadas frescas con sequía corta donde los incendios están restringidos por la humedad, y ii) bosques de zonas de climas semiáridos templados con baja productividad de biomasa donde los incendios están limitados por la carga de combustibles (Jardel-Peláez *et al.*, 2010; 2014). La variabilidad en las condiciones ambientales y la productividad de los bosques, resulta en distintos regímenes de incendios.

El fuego actúa como una fuerza evolutiva de la biota en ecosistemas propensos a incendios (Agee, 1993; Pausas y Keeley, 2009; Scott *et al.*, 2014). Los bosques de pino son uno de los ecosistemas propensos a incendios (*sensu* Jardel-Peláez *et al.*, 2014) en los que el fuego ha sido un factor de selección natural (Agee, 1998; Keeley, 2012). Las especies de estos bosques han desarrollado adaptaciones que les permiten resistir, tolerar o evadir los incendios de un régimen concreto de recurrencia; las especies no están adaptadas al fuego sino al régimen de incendios al que han estado sometidas históricamente (Agee, 1993; Sugihara *et al.*, 2006; Keeley, 2012). Por ejemplo, en el caso de regímenes de incendios uno, las

adaptaciones comunes del género *Pinus* para resistir son las cortezas gruesas y la caída frecuente de las ramas bajas (autopoda), lo que reduce la continuidad vertical y evita que los fuegos alcancen las copas (Keeley, 2010; 2012; Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). Otras especies pueden evadir el fuego: aunque la parte aérea esté seca y se queme, las plantas mantienen tejidos subterráneos de reserva y rebrotan a partir de ellos aprovechando la liberación de recursos como el espacio, los nutrientes y la luz (Keeley, 2010). Bajo el régimen de incendios dos, el grosor de la corteza y la autopoda tienen poco valor adaptativo por lo que, la estrategia adaptativa de los pinos está relacionada con la serotinidad de los conos que se abren con el fuego para liberar las semillas y las especies de los géneros *Quercus* y *Arbutus* tienen la capacidad de rebrotar a partir de estructuras subterráneas (Agee, 1993; Fulé y Covington, 1997; Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; Keeley, 2010; 2012). En los bosques de pino con régimen de incendio uno, el fuego facilita la regeneración natural, promueve un aumento en la fotosíntesis a través de la apertura del dosel y contribuye a la liberación de nutrientes a través del consumo de combustibles finos superficiales, lo que permite un aumento en las tasas de crecimiento (Agee, 1993; Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). En los bosques con régimen de incendio dos, el fuego favorece la dispersión de semillas mientras que la estructura y composición del bosque se puede recuperar en menor tiempo debido a el rebrote de la comunidad original (Agee, 1993; Fulé y Covington, 1997; Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; Keeley, 2010, 2012). Dado que el fuego ha contribuido a la adaptación de las especies a distintos regímenes de incendio, su ocurrencia favorece el mantenimiento de la biodiversidad en estos bosques.

La severidad es un atributo importante del régimen de incendio. La severidad se define como el efecto del incendio sobre la vegetación y los combustibles (Keeley, 2009). La severidad esta determinada por el comportamiento del fuego durante el incendio (Ottmar *et al.*, 2007; Riccardi *et al.*, 2007) e influye en la respuesta post-incendio de los ecosistemas forestales (Ryan y Noste, 1985; Collins *et al.*, 2011). El comportamiento del fuego se caracteriza por la intensidad del frente del incendio, la velocidad de propagación y el estrato en el que el fuego se propaga, ya sea superficial o de copa (Bessie y Johnson, 1995). El comportamiento del fuego es controlado por tres factores: 1) las propiedades físicas de los combustibles, como el tipo, carga o peso por unidad de superficie, la densidad y la continuidad vertical y horizontal ; 2) el estado del tiempo atmosférico que influye en la humedad de los combustibles y su disponibilidad para la combustión, como por ejemplo, la velocidad del viento a la altura de la llama, la temperatura y la humedad atmosférica y 3) la topografía que se refiere a la posición topográfica, la pendiente, la exposición y la forma del terreno; estos factores constituyen el “triángulo del ambiente del fuego” (Agee, 1993; Pyne *et al.*, 1996). La posición topográfica y la orientación afectan la humedad de los combustibles y la probabilidad de incendios (Martin, 1982, citado por: González y Pukkata, 2007; Jardel-Peárez *et al.* 2014). La probabilidad de incendios es menor en áreas con orientación norte y posición topográfica baja, ya que, bajo estas características, los combustibles están más húmedos (Fulé y Covington, 1999). En contraste, las áreas con orientación sur y suroeste y posición topográfica alta, generalmente son más susceptibles a la presencia de incendios (Fulé y Covington, 1999). En presencia de condiciones ambientales favorables, los incendios se propagan más fácilmente donde hay mayor continuidad horizontal y

vertical de los combustibles (Lentile *et al.*, 2006b; Strom y Fulé, 2007; Jardel-Peláez, 1991; Martín-Martín *et al.*, 2013). Además, el fuego avanza más rápido y con mayor intensidad en pendientes pronunciadas, debido a la transferencia de calor cuesta arriba (Agee, 1993; Pine, 1996; Taylor y Skinner, 2003; González y Pukkata, 2007). El comportamiento del fuego en términos de los factores del “triángulo del ambiente del fuego” da origen a distintos niveles de severidad.

La severidad puede ser evaluada a escala del paisaje o local. La severidad se puede evaluar tomando en cuenta el cambio en la cobertura vegetal pre- y post-incendio a escala del paisaje y a escala local (Patterson y Yool, 1998; Lentile *et al.*, 2006a; Keeley, 2009). La evaluación a escala de paisaje se realiza mediante técnicas de detección remota basadas en los cambios de reflectividad de las áreas quemadas, por ejemplo, cuando se estima la diferencia normalizada de área quemada (ΔNBR por sus siglas en inglés; Key y Benson, 2004, 2006; Lentile *et al.*, 2006a; Keeley, 2009). Por otra parte, la evaluación a escala local considera el cambio en: 1) la cobertura de los estratos de vegetación en términos de la reducción de cobertura del dosel y el sotobosque, del área basal o el diámetro medio de árboles, la mortalidad de plantas y la modificación de la estructura de tamaños; 2) el grado de consumo de los combustibles superficiales que se refiere a la vegetación baja y mantillo del suelo y; 3) los cambios en el estado del suelo (Ryan y Noste, 1985; Sugihara *et al.*, 2006; Keeley, 2009; Jardel-Peláez, 2010). La evaluación de la severidad a escala de paisaje se realiza mediante técnicas de percepción remota, mientras que a escala local se realiza mediante mediciones de campo.

Los cambios observados en la cobertura vegetal permiten clasificar a los incendios en severidad baja, media y alta (Ryan y Noste, 1985; Patterson y Yool, 1998; Key y Benson, 2004); cada severidad esta asociada a una respuesta post-incendio (Collins *et al.*, 2011). La severidad baja se refiere al consumo de combustible superficial como la hojarasca y la capa de herbáceas, sin cambio significativo en el dosel arbóreo (Ryan y Noste, 1985; Sugihara *et al.*, 2006). Este tipo de severidad, facilita la germinación y la reducción de combustibles superficiales y tiene impacto bajo o nulo sobre la estructura de la vegetación de ecosistemas propensos a incendios como los bosques de pino (Granados-Sánchez y López Ríos, 1996; DeBano, 1998; Sugihara *et al.*, 2006). En la severidad media, las plantas del sotobosque y la capa orgánica del suelo son consumidos por el fuego mientras que la mayor parte de las plantas del dosel sobreviven (Fulé y Covington, 1997; Keeley, 2009). En los incendios de severidad alta, el sotobosque y la capa orgánica del suelo son reducidos a cenizas y la mayor parte de las plantas del dosel mueren (Fulé y Covington, 1997; Keeley, 2009). Este tipo de severidad está asociada con reemplazo del arbolado y el inicio de la sucesión ecológica (Ryan y Noste, 1985; Granados-Sánchez y López Ríos, 1996; Fulé y Covington, 1997). La formación de un mosaico de áreas no quemadas y quemadas con diferente grado de severidad favorece el mantenimiento de la biodiversidad a escala del paisaje (Agee, 1993; Pausas y Keeley, 2009; DellaSala y Hanson 2015). Los incendios de severidad baja y media favorecen los procesos de regeneración natural mientras que los incendios de severidad alta dan lugar a procesos de sucesión.

La respuesta del bosque ante el incremento de la severidad dependerá de su régimen de incendios. La vegetación de los bosques de pino se encuentra adaptada a la severidad de los incendios de un régimen concreto de recurrencia (Pyne, 2019). La supresión del fuego en bosques que históricamente han estado sujetos a un régimen de incendios frecuentes de baja severidad favorece la acumulación de combustibles y permite el establecimiento de especies sensibles al fuego lo que incrementa la severidad del fuego (Brown y Arno, 1991; Hardesty *et al.*, 2005). En ecosistemas donde la alta severidad es parte de su régimen de fuego, este tipo de incendios crean condiciones favorables para el establecimiento de varias especies en el mosaico de parches del paisaje no quemados y quemados con distinto nivel de severidad (DellaSala y Hanson, 2015). El efecto del incremento de la severidad dependerá del régimen histórico del ecosistema; mientras que en ecosistemas con régimen de incendios frecuentes, la alta severidad puede producir degradación, en ecosistemas con regímenes de incendios infrecuentes puede favorecer la biodiversidad.

La estructura de la vegetación refleja el estado de conservación de los ecosistemas forestales. Entre los cambios estructurales que pueden ocurrir a corto plazo por efecto del incremento de la severidad del fuego están, (1) el reemplazo de la vegetación dominante, lo que deriva en un cambio de composición (Keeley, 2009; Barton y Poulos, 2018; González-Tagle *et al.*, 2013), (2) la modificación en los patrones de distribución espacial del arbolado (Ávila-Flores *et al.*, 2014) y (3) el cambio en el área basal, la densidad de tallos, la altura, el diámetro y la cobertura del dosel (González-Tagle *et al.*, 2013; Lampainen *et al.*, 2004). Por ejemplo, en un

estudio realizado en un bosque de pino de Nuevo León, México, el área basal y la altura fueron mayores en bosques que sufrieron incendios de severidad baja en comparación con bosques que experimentaron severidad media y alta (Ávila-Flores *et al.*, 2012). En este mismo sitio se encontró una asociación entre el incremento de la severidad y los patrones de agregación del arbolado relacionados con una disminución de la densidad y un aumento de la agregación del arbolado (Ávila-Flores *et al.*, 2014). En bosques de pino de Estados Unidos de América se documentó que en las zonas que sufrieron fuego de alta severidad, el área basal de árboles vivos se redujo hasta en un 50% (Strom y Fulé, 2007). En este mismo sitio, el fuego de baja y media severidad, al reducir la densidad de juveniles, tuvo un efecto de aclareo similar al que se realiza con tratamientos de combustibles vivos para reducir el nivel de severidad en incendios futuros. El incremento de la severidad del incendio resulta en una disminución de variables estructurales como la densidad, el área basal y la altura mientras que la composición cambia debido a la eliminación de algunas especies.

El fuego también tiene efectos sobre el suelo. Los efectos del fuego sobre el suelo varían en función del tipo de suelo y del combustible que hay sobre él, así como la intensidad y duración del incendio (González-Pérez *et al.*, 2004) y pueden clasificarse en bajo moderado y alto (Granados-Sánchez y López-Ríos, 1996). El nivel bajo se da cuando la capa de materia orgánica se quema superficialmente; en el nivel moderado la capa de materia orgánica se consume, pero la estructura del suelo no se altera visiblemente, por ejemplo, en suelos someros donde el horizonte de humus está poco desarrollado (Regosoles y Cambisoles), el fuego puede

consumir el mantillo, pero la estructura del suelo y sus propiedades físicas no se alteran severamente (Cerdá y Robichaud, 2009). El nivel alto ocurre cuando la materia orgánica es reducida a cenizas y se altera la estructura del suelo mineral (Granados-Sánchez y López-Ríos, 1996). Este nivel de efectos puede ocurrir cuando hay altas cargas de combustible que favorecen mayor tiempo de residencia del fuego o en suelos con un horizonte superficial alto en materia orgánica, como los Andosoles, los cuales en condiciones secas pueden mantener la propagación de incendios subterráneos y generar efectos de alta severidad (Bradstock y Auld 1995; Pyne *et al.*, 1996; DeBano, 2000; Keeley, 2009; Morfin-Ríos *et al.*, 2012). La temperatura del suelo después de un incendio puede incrementarse entre 6 y 25°C en comparación con suelos de sitios no incendiados (Chandler *et al.*, 1983). El aumento en la temperatura del suelo provoca un aumento de la evaporación, disminución de la humedad, la porosidad y la infiltración de agua (Campbell *et al.*, 1977; Ubeda *et al.*, 2002; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Algunas sustancias de los combustibles como las resinas y ceras de la hojarasca de algunas coníferas, al quemarse producen compuestos que impermeabilizan la superficie del suelo (Cerdá y Robichaud 2009; Hewelke *et al.*, 2015, 2018). Esto reduce la infiltración de agua, provoca picos de escurrimiento durante eventos de precipitación y puede producir erosión (Hewelke *et al.*, 2018). Como resultado de todas estas alteraciones, después de un incendio de alta intensidad la calidad del suelo se reduce (Johnstone y Kasischke, 2005). Los cambios en las propiedades del suelo después de un incendio de alta intensidad pueden producir estrés hídrico y reducir el establecimiento de plántulas aun cuando la disponibilidad de semillas sea abundante (Minore y Laacke, 1992; Tappeiner *et al.*, 1992). Por otra parte, los

cambios del pH del suelo ocasionados por la acumulación de cenizas después de un incendio pueden crear condiciones favorables para el establecimiento de helechos invasores del género *Pteridium* (Gliessman, 1978). Además, las especies de este género contienen compuestos alelopáticos que pueden influir negativamente en la regeneración de las especies nativas (De Jesus-Jatoba *et al.*, 2016). El fuego de alta intensidad puede disminuir la calidad del suelo y favorecer el establecimiento de especies exóticas.

Los efectos de un incendio a largo plazo se refieren a la relación entre la severidad del fuego y el tiempo de recuperación del ecosistema. Estos efectos se pueden medir a través de la evaluación de la sucesión ecológica, la regeneración de especies leñosas (Keeley, 2009; Montorio-Llovería *et al.*, 2014). En el bosque de pino, los incendios de baja severidad favorecen la germinación de semillas, parte del proceso de regeneración natural (Wang y Kemball, 2005; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2008; Hernández y Romero, 2008). Por otra parte, el incremento de la severidad puede provocar la muerte de los juveniles que estaban establecidos antes del incendio y afectar la fuente de propágulos, como el banco de semillas y los árboles en edad reproductiva aumentando el tiempo necesario para la recuperación natural del ecosistema (Jardel-Peláez, 1991; Wang y Kemball, 2005). En bosques de coníferas de Estados Unidos de América se ha documentado que en sitios que experimentan incendios de alta severidad, la densidad de plántulas de las especies arbóreas disminuye debido a la lejanía de la fuente de propágulos (Crotteau *et al.*, 2013). Los bosques que experimentan una alta severidad de fuego, necesitarán mayores periodos de tiempo para recuperarse.

La respuesta de la vegetación a los niveles de severidad dependerá del mecanismo de regeneración de las especies (Keeley *et al.*, 2008). Las especies que se regeneran vegetativamente presentan ventajas inmediatas sobre aquellas que únicamente se regeneran a partir de semillas (Keeley, 2009). Esta ventaja está asociada con un crecimiento rápido, lo que favorece su dominancia en las primeras etapas de la sucesión natural (Barton y Poulos, 2018; Nemens *et al.*, 2018). En bosques de los estados de México y Tlaxcala, la prevalencia de matorrales de *Quercus frutex* es favorecida por el fuego, que estimula el rebrote de sus raíces; la cobertura de esta especie dificulta el establecimiento de los pinos (Rodríguez-Trejo, 2006), lo que puede detener el proceso sucesional. Las especies que se regeneran vegetativamente pueden tener una ventaja en las primeras etapas sucesionales, pero también pueden atrasar los procesos de recuperación.

Considerando la influencia que la severidad del fuego tiene sobre la respuesta de los bosques de pino a corto y largo plazo, entender este atributo es fundamental para el manejo del fuego con fines de conservación de ecosistemas y biodiversidad, aprovechamiento sustentable de recursos forestales y restauración ecológica. En México, el efecto de la severidad del fuego sobre la estructura, composición y dinámica de los ecosistemas forestales ha sido poco estudiado (González-Cabán y Sandberg, 1989; Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; Rodríguez-Trejo, 2006). Para contribuir al conocimiento sobre la ecología del fuego en los bosques de pino mexicanos, en este estudio se analiza el efecto de la variación en la severidad de un incendio sobre la composición, estructura y proceso de regeneración de un bosque de pino. Este es, además, el primer trabajo que aborda este tema en los bosques del estado de Morelos.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto del fuego de distinta severidad sobre la estructura y el proceso de regeneración del bosque de pino después de un año, en el estado de Morelos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1.- Evaluar la estructura del bosque de pino después de un incendio de distinta severidad en términos de densidad, área basal, diámetro, cobertura del dosel, diversidad y composición de especies arbóreas.

2.- Evaluar el efecto de la severidad de fuego sobre la regeneración natural vegetativa y de semillas (riqueza y densidad de plántulas) después de un año en el bosque de pino.

3.- Evaluar el efecto de la severidad de fuego sobre la composición y diversidad de árboles de todos los estados ontogenéticos (adultos, juveniles y plántulas) después de un año en el bosque de pino.

4.- Evaluar el efecto de las variables topográficas (altitud, pendiente y exposición) sobre las variables estructurales y el proceso de regeneración post-incendio.

HIPÓTESIS GENERAL

La estructura y el proceso de regeneración del bosque de pino se ven afectados por el incremento de la severidad de fuego. Las variables topográficas determinan la severidad del fuego.

PREDICCIONES

1.- La densidad de tallos, el área basal, el diámetro y la cobertura del dosel se reducen con el incremento de la severidad. La composición de árboles adultos se modifica con el incremento de la severidad mientras que la diversidad no se ve afectada.

2.- La densidad de plántulas disminuye con el incremento de la severidad de fuego mientras que la densidad de brotes aumenta.

3.- La composición de árboles de todos los estados ontogenéticos (adultos, juveniles y plántulas) difiere con el incremento de la severidad de fuego mientras que la diversidad no se ve afectada.

4.- La densidad de tallos, el área basal, el diámetro, la cobertura del dosel y la densidad de plántulas se reducen en posiciones topográficas altas, pendientes pronunciadas y exposiciones sur y suroeste donde la severidad de incendios es mayor.

Área de estudio

Cuernavaca es uno de los municipios del estado de Morelos con mayor incidencia de incendios (CONAFOR, 2019). Cuernavaca se localiza al noroeste del estado abarcando una superficie total de 20,004 hectáreas que representa el 4.9% de la superficie total del estado (INEGI, 2005; INAFED, 2018). El clima predominante es semicálido subhúmedo con lluvias en verano (64.84% de la superficie del municipio) (INAFED, 2018). La temperatura media anual es de 21.1°C con una precipitación media anual que oscila entre los 800 y los 1,500 mm (INAFED, 2018). Los meses en que se presenta mayor temperatura son abril y mayo entre los

24°C y los 28°C, los meses más fríos son diciembre y enero con temperaturas por debajo de los 15°C (INEGI, 2005).

Para seleccionar el área de estudio se utilizaron los polígonos de los incendios de los años 2012 al 2016 elaborados por la CONAFOR y los polígonos del año 2017 elaborados por la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos. A partir de los polígonos de los incendios registrados durante 5 años se realizó una sobreposición con la finalidad de seleccionar un área que sólo se hubiera incendiado una vez durante este periodo de tiempo. El incendio seleccionado fue el ocurrido en el Paraje El Fresno en marzo del 2017. Este incendio afectó un total de 643.2 hectáreas (SEDESU, 2017; SEIARN, 2017) (Figura 1). Los tipos de vegetación más afectados durante el incendio fueron el bosque de pino con 241.3 ha (37.5%), seguido de la vegetación ribereña con 144.1 ha (22.4%) y el pastizal con 75.3 ha (11.7%) (Figura 2).

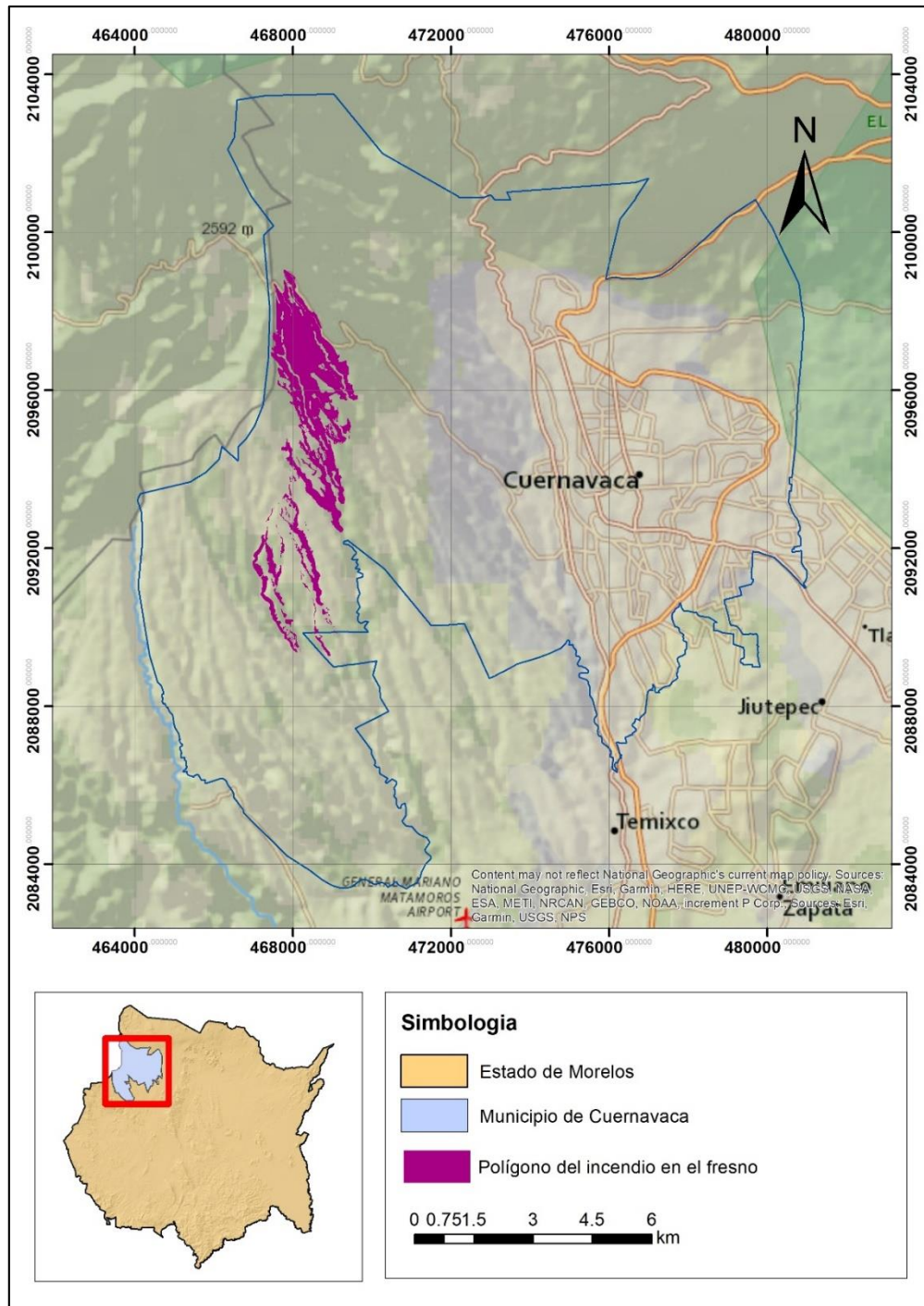


Figura 1. Mapa de localización del incendio ocurrido en el paraje El Fresno, Santa María Ahuacatitlán, Cuernavaca, Morelos. Fuente: elaboración propia utilizando el polígono aislado del reporte anual de incendios de la Secretaría de Desarrollo Sustentable (2017)

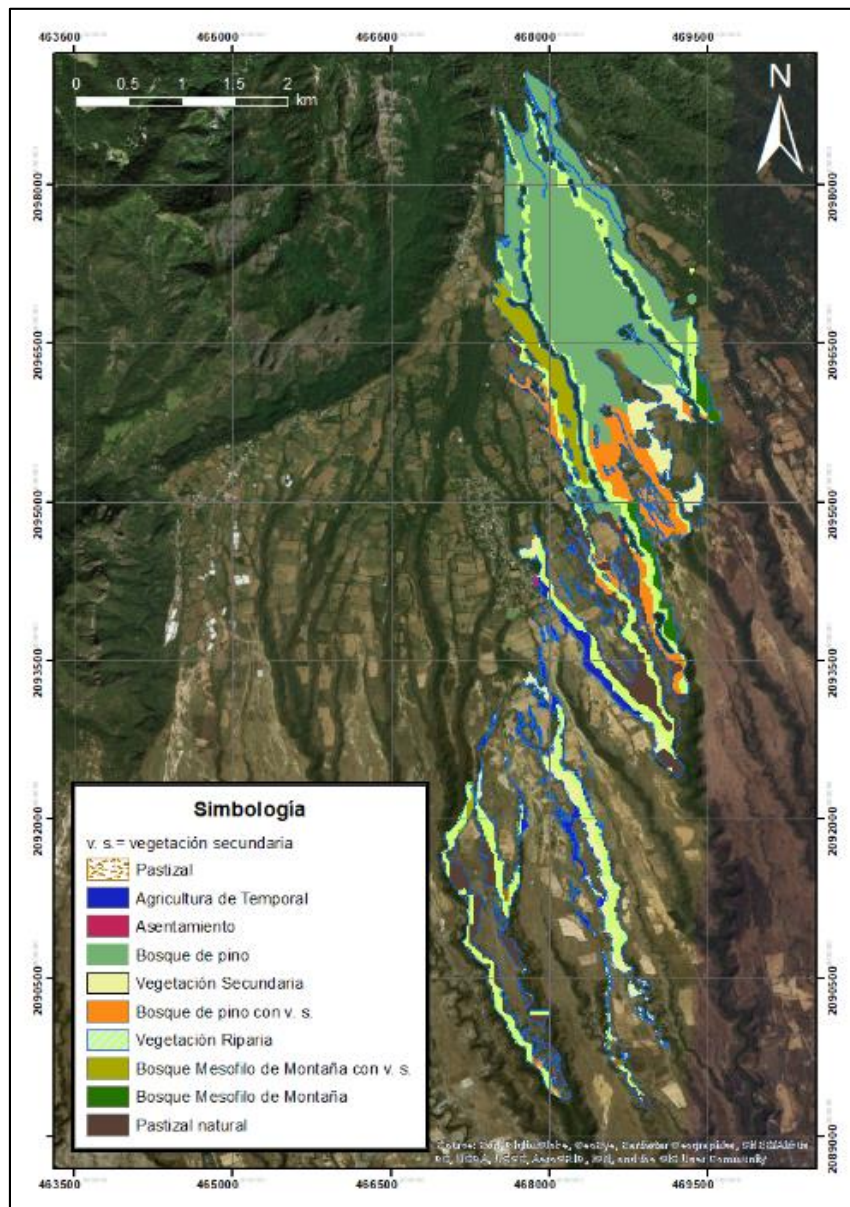


Figura 2. Uso de suelo y vegetación del área afectada por el incendio ocurrido en el paraje El Fresno, Santa María Ahuacatitlán, Cuernavaca, Morelos. La línea externa azul indica los límites del polígono del incendio. Fuente: elaboración propia a partir del polígono aislado del reporte anual de incendios de la Secretaría de Desarrollo Sustentable (2017) y la capa de uso de suelo y vegetación del estado elaborado por el LISIG, UAEM.

El paraje El Fresno pertenece al Ejido de Santa María Ahuacatlán, municipio de Cuernavaca. Al norte colinda con el municipio de Huitzilac y con Ocuilán, Estado de México. Al poniente, con territorios del Estado de México; al sur con Cuentepec, con el ejido del Salto, las colonias Loma Linda y Rancho Cortés; y al oriente con Chamilpa. El Fresno tiene un rango altitudinal que va de 1513 a 2320 m s. n. m. (INEGI, 2005).

En septiembre de 2017, seis meses después del incendio se realizaron acciones de protección, conservación y restauración de suelo en áreas que estaban siendo afectadas por erosión hídrica (Comisión Estatal de Biodiversidad Estado de Morelos, *comunicación personal*). Estas acciones fueron un esfuerzo conjunto de la Secretaría de Desarrollo Sustentable en coordinación con ejidatarios de Santa María Ahuacatlán y la sociedad civil y consistieron en 1) acomodo de material muerto (ramas) formando curvas de nivel para retención de suelo y 2) establecimiento de plántulas de *Pinus* sp. (Comisión Estatal de Biodiversidad del Estado de Morelos, *comunicación personal*).

MÉTODOS

Análisis de severidad a escala del paisaje

Para evaluar el efecto de la severidad del fuego sobre la vegetación se realizó un muestreo estratificado aleatorio. El área de estudio se dividió en subgrupos o estratos con cierta homogeneidad (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Para fines de este estudio, los subgrupos o estratos fueron los niveles de severidad de fuego (alta, media, baja) y un bosque no quemado.

Para determinar las categorías de daño se descargaron dos imágenes Sentinel-2, una del 28 de diciembre de 2016 (pre- incendio) y una del 23 de noviembre de 2017 (post-incendio) utilizando el visor de visualización global (GloVis) del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Las imágenes fueron procesadas en el programa ArcMap versión 10.5 siguiendo la metodología de Key y Benson (2006). Para cada imagen se calculó el índice NBR (*Normalized Burn Ratio*) el cual sirve para resaltar las áreas que se han quemado y para indexar la severidad de una quemadura usando imágenes satelitales. En el presente estudio se usaron las bandas 8 (842 nm) y 12 (2190 nm) del Sentinel-2 equivalentes a las bandas 4 (760-900 nm) y 7 (2080-2350 nm) del LandSat TM utilizadas por Key y Benson (2006).

El NBR se calculó con la fórmula:

$$NBR = \frac{B_8 - B_{12}}{B_8 + B_{12}}$$

Donde:

NBR= Área quemada normalizada

B₈=Banda 8

B₁₂=Banda 12

Como una primera aproximación, las categorías de severidad (Tabla 1) se determinaron a partir de los valores de DAPBR resultantes de la diferencia de los NBR de las imágenes pre y post-incendio mediante la fórmula:

$$dNBR = NBR_{pre-incendio} - NBR_{post-incendio}$$

DAPBR= Diferencia normalizada de área quemada

Tabla 1. Categorías de severidad (modificada de Key y Benson, 2004).

<i>dNBR</i>	Severidad	Color
-0.1 a 0.10	No quemado	Verde
0.11 a 0.27	Baja	Amarillo
0.28 a 0.66	Media	Naranja
>0.66 a 1.3	Alta	Rojo

En el presente estudio sólo se evaluaron las áreas con severidad baja, media y alta calculadas con esta metodología. Las áreas no quemadas se seleccionaron fuera del polígono del incendio.

En marzo del 2018 se realizaron recorridos para verificar en campo el mapa de severidad. Los criterios utilizados para definir las clases de severidad en campo fueron las siguientes:

1. Severidad baja: la mayor parte del arbolado adulto que conformaba el dosel estaba vivo, los árboles muertos mantenían las hojas, el sotobosque era denso con una alta proporción de plántulas, la capa de combustibles muertos superficiales (hojarasca) era gruesa y no se observó suelo expuesto.

2. Severidad media: el dosel estaba conformado por una mezcla de árboles adultos vivos y muertos. Los árboles muertos mantenían las hojas, el sotobosque era denso con una alta proporción de plántulas y herbáceas, la capa de

combustibles muertos superficiales era menos gruesa que en la severidad baja y algunas partes del suelo estaban expuestas.

3. Severidad alta: la mayor parte del arbolado adulto estaba muerto, las copas estaban afectadas en su totalidad y en el caso de los pinos, solo se mantenían los conos, algunos fustes estaban carbonizados y algunos árboles fueron consumidos hasta la raíz, el sotobosque era poco denso con una baja proporción de plántulas y una alta proporción del helecho *Pteridium aquilinum*. El suelo estaba expuesto y en algunas zonas se podía observar erosión hídrica (Figura 3). A partir de estas observaciones en campo, los valores de severidad media y alta fueron reajustados.

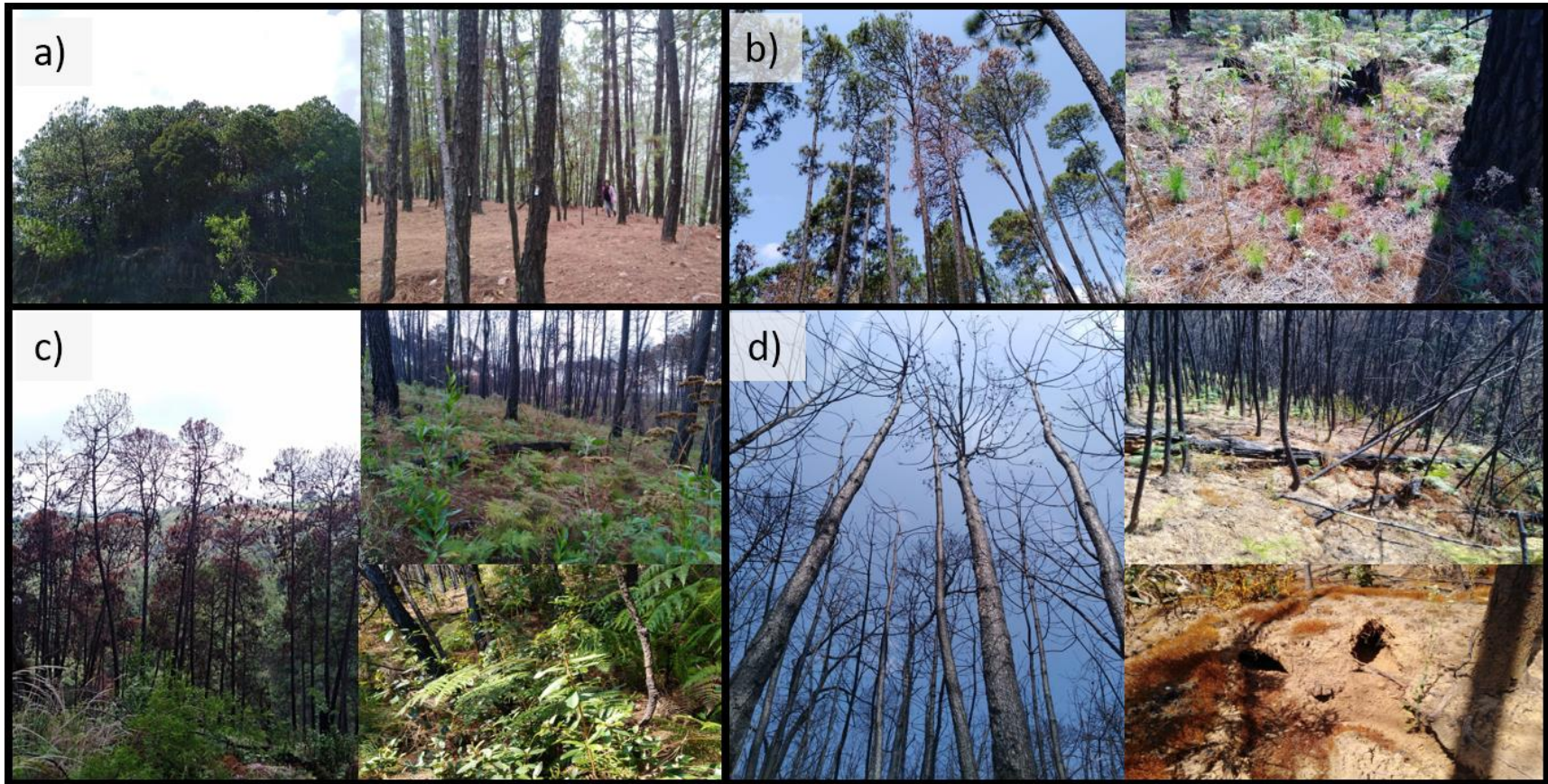


Figura 3. Bosque no quemado (a) y condiciones de severidad de fuego [b) baja; c) media y d) alta] registradas en el incendio forestal ocurrido en el 2017 en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.

Diseño experimental

Para cada una de las cuatro condiciones: bosque no quemado (condición de referencia) y quemado de baja, media y alta severidad se distribuyeron aleatoriamente 15 puntos utilizando la herramienta “*Create random points*” del programa ArcMap 10.5 (Figura 5). Las coordenadas de estos puntos sirvieron como referencia para establecer el centro de la parcela de muestreo. La diferencia en composición, diversidad, densidad de tallos, área basal, distribución de diámetros, cobertura del dosel fue evaluada entre las cuatro condiciones.

Establecimiento de las parcelas de muestreo

El trabajo de campo se realizó de abril a julio de 2018, un año después del incendio. Para caracterizar las condiciones de cada parcela, al inicio del muestreo se registró la pendiente, la altitud y cualquier evidencia de perturbación adicional. El centro de la parcela se ubicó con apoyo de un GPS (Garmin eTrex) y una brújula, y se marcó con una estaca de madera. Las parcelas tuvieron un diseño circular (Figura 4) con radio de 12.62 m (500 m² o 0.05 ha) compensado por la pendiente de acuerdo con Morfín-Ríos *et al.*, (2012). La pendiente se midió utilizando un clinómetro digital (Haglof, modelo EC II). Los bordes de las parcelas estuvieron separados por una distancia mínima de 25 m para que fueran independientes y representaran la variación espacial de cada condición.

Algunas parcelas tuvieron que ser desplazadas debido a que las coordenadas originales estaban dentro de terrenos privados a los que nos fue negado el acceso. En el caso de la condición no quemado, sólo se pudieron establecer 13 parcelas debido a que los espacios disponibles para establecer las

dos parcelas faltantes presentaban pendientes muy pronunciadas y ponían en riesgo nuestra integridad.

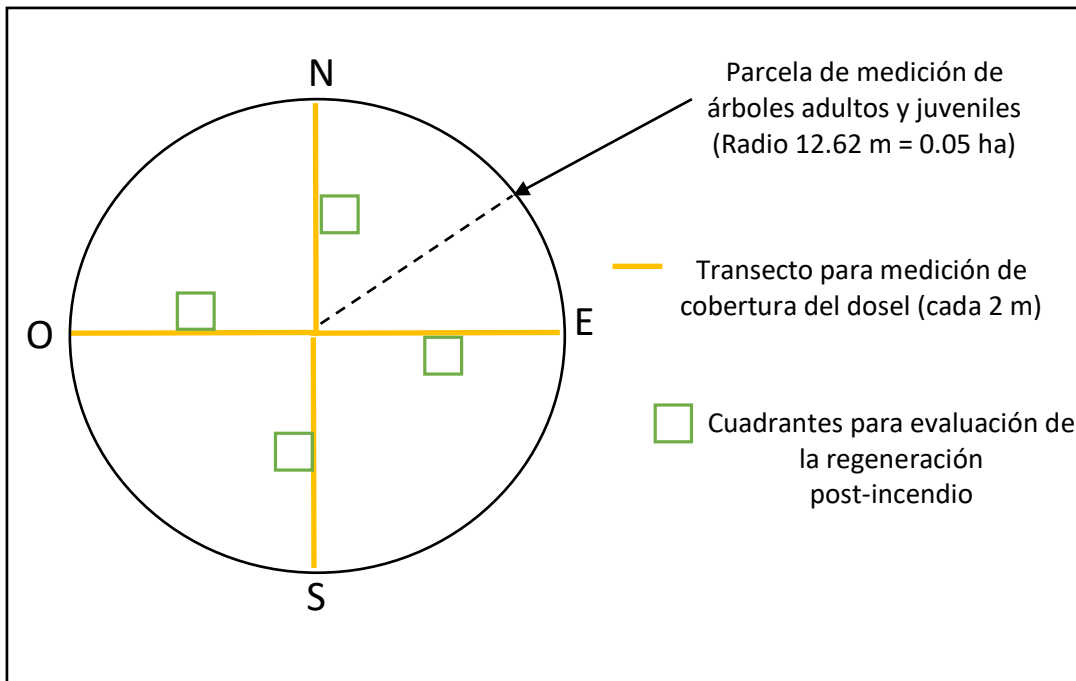


Figura 4. Diagrama de parcela para medición de arbolado y regeneración de avanzada, transectos para medición cobertura del dosel y distribución de cuadrantes para evaluación de la regeneración post-incendio (Modificado de Morfin-Ríos et al. 2012).

Estrato arbóreo

Dentro de los 500 m² de cada parcela se registraron todos los individuos que contaban con un diámetro a la altura del pecho (DAP; medido a 1.3 m del suelo) >2.5 cm (Figura 4). Para los individuos que cumplieron este criterio se registró la especie, diámetro a la altura del pecho (cm), número de brotes y condición (vivo o

muerto) de acuerdo con Morfin-Ríos *et al.* (2012). Los árboles vivos fueron marcados con una etiqueta de metal en la que se rotuló el número de parcela, individuo y año de medición, para su posterior identificación. Los árboles de pino muertos no se etiquetaron debido a que la mayoría tenían las raíces expuestas y se caían al tocarlos o debido al viento.

Para estimar el porcentaje de cobertura del dosel se realizaron 24 mediciones sistemáticas distribuidas en cuatro transectos de 12 m de longitud a partir del centro de la parcela y orientados hacia los cuatro puntos cardinales (Figura 4). En cada transecto se realizaron 6 lecturas con un densiómetro; la separación entre lecturas fue de 2 m.

Para la identificación de las especies que aparecían por primera vez o que no pudieron ser identificadas *in situ*, se colectaron muestras botánicas. Las colectas se ingresaron al Herbario HUMO del Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC, UAEM) para su identificación con la ayuda de guías, claves y consultas a especialistas.

Regeneración arbórea

La regeneración de árboles se dividió en regeneración de avanzada y regeneración post-incendio a partir de semillas y de brotes. La regeneración de avanzada, que se refiere a los juveniles con DAP < 2.5 cm y una altura mayor a 1.30 m de acuerdo con Morfin-Ríos *et al.* (2012). se evaluó dentro de los 500 m² de la parcela (Figura 4). El número de individuos por especie y su condición (vivo o muerto) se registró tomando en cuenta a todos los individuos. Para evaluar la regeneración del arbolado post-incendio, dentro de cada parcela se establecieron cuatro cuadrantes de 2 x 2 m. Los cuadrantes fueron ubicados al lado de cada transecto a una distancia de 5 m del centro de la parcela (Figura 4). Dentro de cada cuadrante se registró el número de plántulas (altura < 130 cm) por especie y su condición (viva o muerta). En el caso de las plántulas vivas se midió y registró la altura de la plántula más alta y de la más baja. La altura de las plántulas de pinos se midió desde la base hasta el meristemo apical.

La suma de las mediciones de campo de árboles vivos y muertos se utilizaron para estimar los valores de las variables estructurales previas al incendio de acuerdo con Fulé *et al.* (2000) y Keyser *et al.* (2008).

Cálculo de variables

Las ecuaciones para calcular la densidad de tallos, área basal y valor de importancia relativa se muestran a continuación:

Densidad de tallos (Morfin-Ríos *et al.* 2012).

$$D = \frac{n_i}{N}$$

Donde:

D = Densidad de tallos por hectárea

n_i =Número de tallos

N= 0.05 ha (superficie de la parcela de arbolado)

Área basal

$$AB = \pi \left(\frac{DN}{2} \right)^2$$

Donde:

DAP= Diámetro a la altura del pecho

π = 3.1416

Valor de importancia relativa (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974) para determinar la importancia ecológica relativa de cada especie en la comunidad vegetal.

$$VIR = ABR_i + DR_i + FR_i$$

Donde:

ABR_i= área basal relativa.

DR_i= densidad relativa

FR_i= frecuencia relativa

El área basal relativa (ABR) se estimó como el área basal de cada especie dividida entre el área basal total por unidad de superficie mediante la siguiente fórmula

$$AB = \pi r^2$$

$$ABR_i = \frac{AB_i}{\sum_{i=1..n} AB_i}$$

Frecuencia absoluta y relativa

$$F_i = \frac{P_i}{NS}$$

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

Donde:

F_i = frecuencia absoluta

FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto de la suma de las frecuencias

P_i = número de parcelas en las que está presente la especie i

NS = número total de parcelas de muestreo

Análisis estadísticos

Estructura del bosque previa al incendio

Para analizar la estructura del bosque previo al incendio en las áreas afectadas por distintos niveles de severidad se realizaron dos análisis de varianza (ANDEVA) de una vía. En el primer ANDEVA la variable dependiente fue el diámetro y en el segundo el área basal. La variable independiente de ambos análisis fue la condición con cuatro niveles (un control y tres niveles de severidad de incendio). Los datos de la densidad de tallos de árboles adultos no pudieron normalizarse por lo que las diferencias entre condiciones fueron evaluadas mediante una prueba no paramétrica de Kuskall-Wallis con la condición como factor independiente con cuatro niveles (tres niveles de severidad y un control) y la densidad como variable dependiente.

Cambios en la estructura del bosque después del incendio

Los datos de las variables estructurales de densidad (árboles/ha), área basal (m^2/ha) y cobertura (%) del arbolado adulto, así como la densidad de la regeneración de avanzada (juveniles/ha) no cumplieron con los supuestos para realizar pruebas paramétricas. Para evaluar las variables estructurales entre condiciones se realizaron siete pruebas no-paramétricas de Kruskal-Wallis con la condición como factor independiente con cuatro niveles (tres niveles de severidad y un control) y la densidad, área basal, cobertura y altura como variables dependientes, respectivamente. Las pruebas significativas se analizaron con comparaciones múltiples de rangos medios (Siegel y Castellan, 2005). Las variables estructurales

de densidad (juveniles y adultos) y área basal de árboles adultos se evaluaron por separado para individuos vivos y muertos. En los resultados se reportan las medianas.

Para evaluar el efecto de las condiciones (no quemado, severidad baja, media y alta) sobre la regeneración a partir de semillas (plántulas) o estructuras vegetativas (brotes), se realizaron dos pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis con la condición como factor independiente con cuatro niveles (tres niveles de severidad y un control) y la densidad de plántulas y brotes (plántulas o brotes/ha) como variables dependientes respectivamente. Las pruebas significativas se analizaron con comparaciones múltiples de rangos medios (Siegel y Castellan, 2005). En los resultados se reporta la mediana.

La completitud (calidad de completo) del muestreo y las diversidades de orden 0 (q_0 =riqueza) y orden 1 (q_1 = exponencial de la entropía de Shannon) fueron evaluadas utilizando el marco de análisis propuesto por Chao *et al.* (2014). La completitud y las diversidades de orden 0 y 1 fueron analizadas por separado para árboles adultos, juveniles y plántulas. Los valores fueron calculados con el paquete R iNEXT (Hsieh *et al.*, 2016) en el programa RStudio (V. 1.1.423; RStudio Team, 2015). Para saber si existían diferencias significativas entre condiciones se utilizaron los intervalos de confianza al 95% de acuerdo con Chao *et al.* 2014.

Para conocer la similitud de la composición de la comunidad vegetal de las 58 parcelas de estudio, se realizó un Análisis de Escalamiento Multidimensional no métrico (nMDS) basado en la similitud de Bray-Curtis. Las diferencias entre condiciones se evaluaron mediante un análisis de varianza multivariado, con base

en permutaciones (PERMANOVA) de un factor (severidad) (Anderson, 2001) usando la función Adonis del paquete Vegan. El análisis fue realizado en el programa RStudio (V. 1.1.423; RStudio Team, 2015).

Un análisis de componentes principales (ACP) se realizó para ordenar las 58 parcelas de las cuatro condiciones con tres variables topográficas (pendiente, altitud y exposición) (Tabla 2). Posteriormente, los primeros dos ejes del ACP se usaron para predecir la estructura (densidad, área basal, diámetro y cobertura del dosel) y la regeneración (regeneración a partir de semillas y brotes) por nivel de severidad usando regresiones. Las parcelas se utilizaron como réplicas. Las regresiones de la densidad, el diámetro y el área basal del arbolado adulto y la densidad de la regeneración de avanzada se realizaron por separado para individuos vivos y muertos. Los coeficientes de determinación (r^2) se muestran en los gráficos para correlaciones significativas y las r (coeficientes de Pearson) se muestran para todas las variables. El ACP y las regresiones se realizaron en Statistica 7.0 (StatSoft, 2004).

Tabla 2. Promedio, desviación estándar (DE), rangos (mínimo, máximo) y coeficiente de variación (CV; %) de dos variables topográficas continuas (pendiente y altitud) y una variable categórica (exposición) de parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.

Variab les	Condiciones			
	No quemado	Baja	Media	Alta
Pendiente (%)				
Media ± DE	30.4 ± 13.1	20.7 ± 10.6	28.7 ± 14.7	32.8 ± 9.5
Mínimo	13	8	4	22
Máximo	48	45	53	52
CV	43.1	51.1	51.2	29.1
Altitud				
Media ± DE	2306 ± 25.3	2063 ± 185.1	2025 ± 195.4	2051 ± 108.3
Mínimo	2281	1693	1614	1692
Máximo	2364	2234	2300	2177
CV	1.1	9	9.7	5.3
Exposición				
S	2	3	1	0
SE	5	4	3	3
E	4	2	5	5
SO	2	5	6	7
O	0	1	0	0
Nº de parcelas	13	15	15	15

RESULTADOS

Descripción general

Un total de 4,418 árboles (2,384 vivos y 1,134 muertos) correspondientes a 11 especies distribuidas en ocho géneros y ocho familias fueron registrados. Las familias Fagaceae y Pinaceae estuvieron representadas por dos especies cada una, mientras que las familias restantes estuvieron representadas por una sola especie. La familia con mayor abundancia fue Pinaceae con 3,969 individuos. *Pinus pringlei* contribuyó con el 92% de la abundancia de juveniles y el 76% de las plántulas registradas. Un total de 2,130 brotes fueron registrados (Apéndice 1). La mayoría de las especies presentaron porcentajes de árboles con brotes por encima del 70%. El árbol *Ternstroemia lineata* (Theaceae) presentó el mayor promedio de brotes (20.6 brotes/árbol) en la condición de severidad media, seguido de *Annona cherimola* (Annonaceae; 19 brotes/árbol) en la condición de severidad alta y *Quercus castanea* (Fagaceae; 16.9 brotes/árbol) en la condición de severidad media. Las especies *Quercus castanea* (Fagaceae), *Arbutus xalapensis* (Ericaceae) y *Quercus candicans* (Fagaceae) contribuyeron con el 76% de los brotes registrados durante el muestreo (Apéndice 2).

Análisis de severidad a escala de paisaje

El incendio ocurrido en el bosque de pino del paraje El Fresno produjo un paisaje heterogéneo con efectos de distinta severidad en el que el 29% (70.4 ha) del bosque no sufrió cambios en el dosel mientras que el 46% (111.9 ha) se

categorizó como severidad baja, el 21% (52.1 ha) como severidad media y el 4% (6.8 ha) como severidad alta (Figura 5).

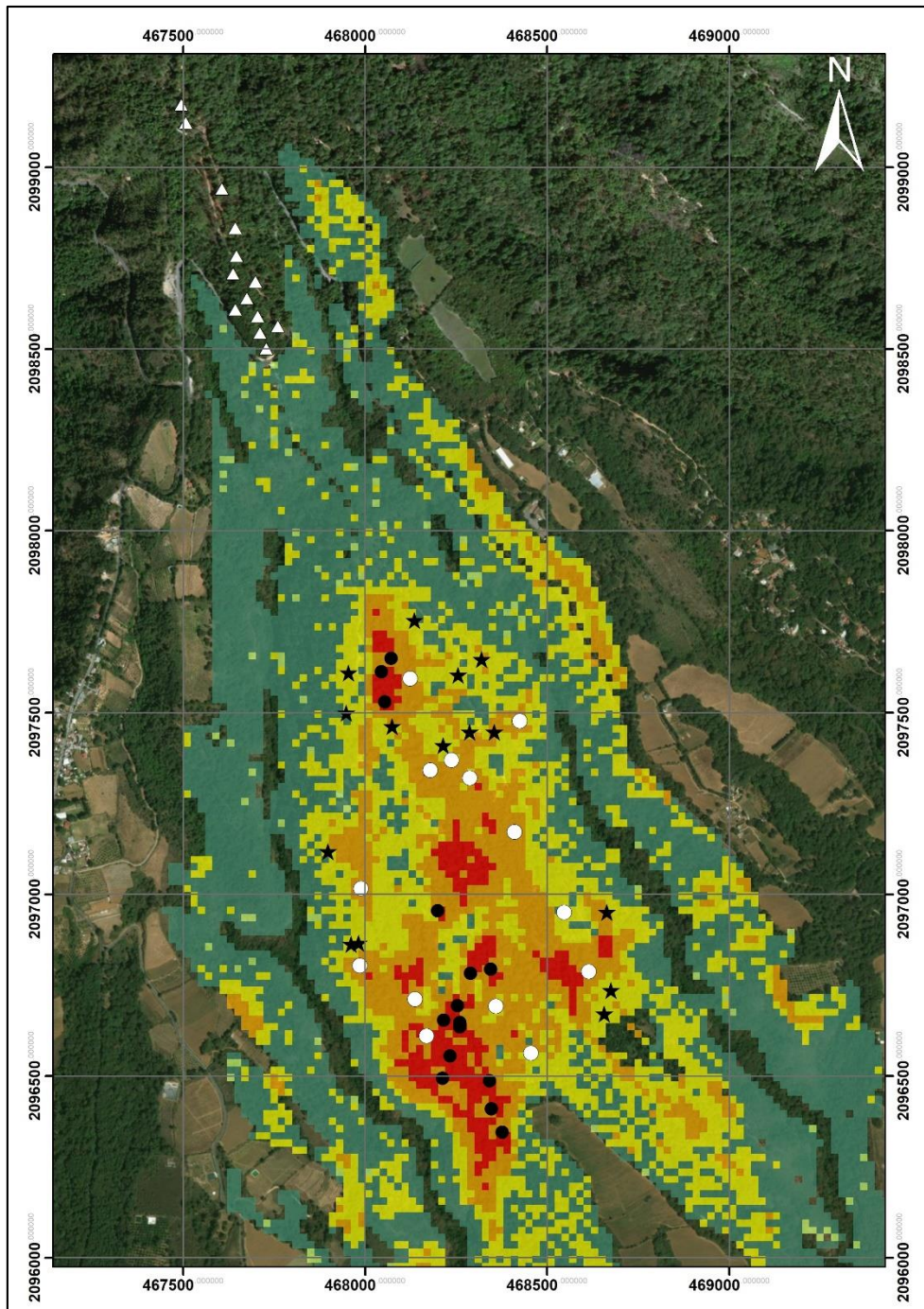


Figura 5. Distribución de parcelas de bosque no quemado (Δ) y parcelas quemadas de baja (\star), media (\circ) y alta severidad (\bullet) en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.

Análisis de componentes principales

El Análisis de Componentes Principales (ACP) para la altitud, pendiente y exposición reveló que los dos primeros ejes explican 75.4% de la variación en las variables topográficas para las 58 parcelas (Apéndice 3). El eje 1 del ACP estuvo correlacionado negativamente con la pendiente (-0.80) y esta variable explicó el 52% de la varianza de este eje; el eje 1 también estuvo correlacionado positivamente con la altitud (0.22) y esta variable explicó el 4% de la varianza en este eje. El eje 2 del ACP estuvo correlacionado positivamente con la altitud (0.93) y esta variable explicó el 84% de la varianza en este eje; el eje 2 también estuvo correlacionado negativamente con la pendiente (-0.11) y esta variable explicó el 1% de la varianza de este eje (Tabla 3). En el eje 1, la pendiente aumenta hacia la izquierda; en el eje 2, la altitud aumenta hacia la derecha (Apéndice 4).

Tabla 3. Coeficientes de correlación y porcentaje de varianza explicada (%) de tres variables topográficas para los ejes del ACP.

Variables topográficas	Correlaciones		Varianza explicada	
	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2
Altitud	0.22	0.93	4	84
Pendiente	-0.80	-0.11	52	1
Exposición	-0.74	0.40	44	15

La evaluación de las variables estructurales realizada a partir de datos reconstruidos (vivos y muertos), sugiere que previo al incendio, la densidad de árboles de las cuatro condiciones analizadas era mayor en las categorías diamétricas menores (Apéndice 5). La densidad de árboles y el DAP fueron similares por nivel de severidad (Kruskal Wallis- $H_{(3,58)} = 2.8$; $P > 0.05$ y $F_{(3, 54)} = 0.99$; $P > 0.05$; Apéndices 6 y 7). El análisis sugiere que las condiciones de media y alta severidad de fuego presentaban significativamente menor área basal en comparación con la condición no quemado (Apéndice 8).

Cambios estructurales producidos por el incendio

Densidad

La distribución de las clases diamétricas mostró que la densidad de árboles vivos de las cuatro condiciones era mayor en las categorías de menor tamaño y decreció conforme aumentó el diámetro de los mismos. Las condiciones no quemado, baja y media severidad presentaron árboles vivos en todas las clases diamétricas, en comparación con la condición de severidad alta, la cual solo presentó árboles vivos en las categorías inferiores a 42.6 cm de DAP. Por otro lado, la mayor densidad de árboles muertos en las condiciones de severidad baja, media y alta correspondió a individuos con $DAP < 22.5$ cm (Figura 6a). En las condiciones de severidad baja y media, el porcentaje de sobrevivencia de los árboles aumentó con relación al incremento del diámetro de los mismos. Mientras que, en la condición de severidad alta, el porcentaje de mortalidad aumento a 100% en árboles con $DAP > 42.6$ cm (Figura 6b).

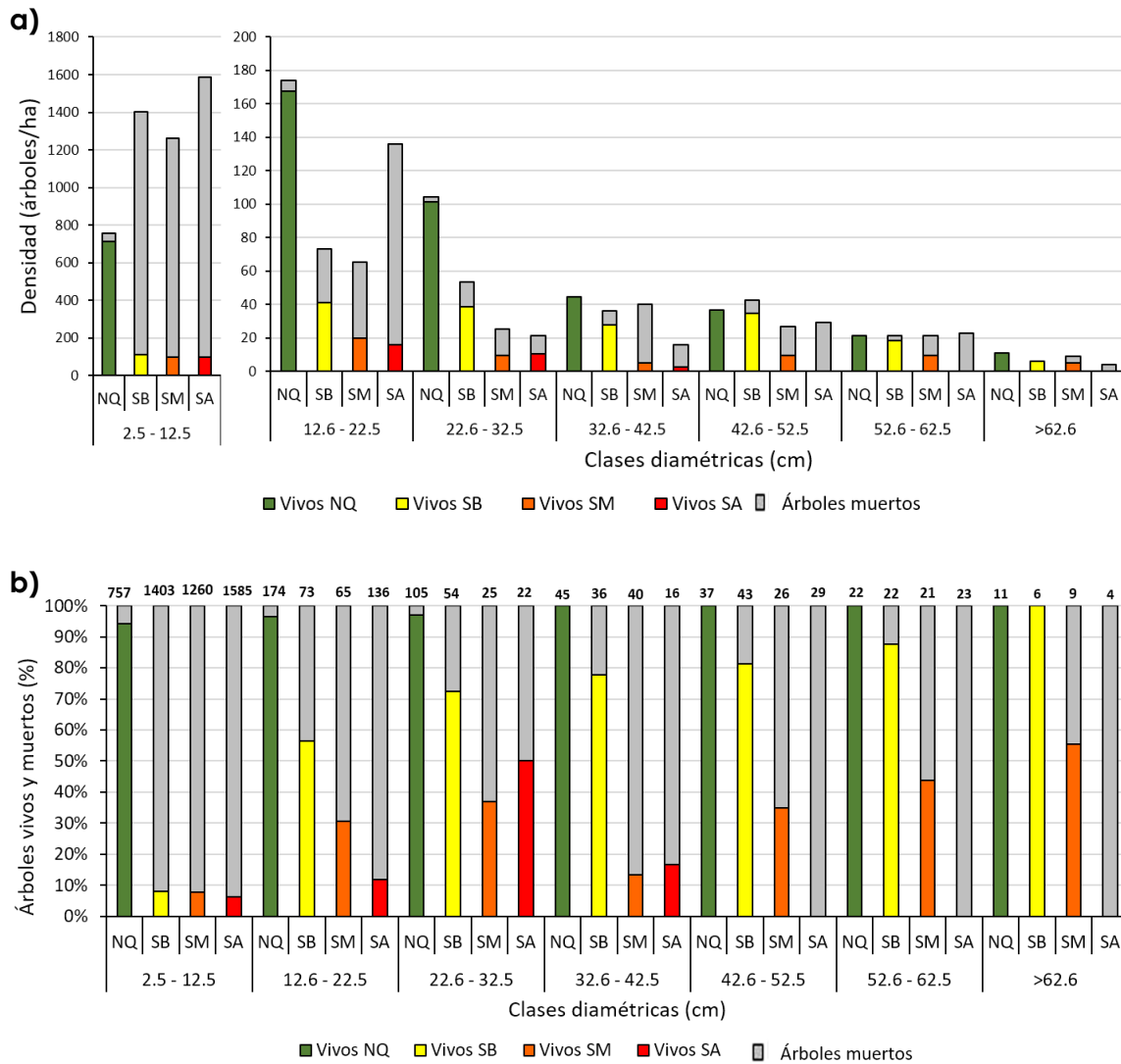


Figura 6. Densidad (a) y porcentaje (b) de árboles vivos y muertos (DAP > 2.5 cm) por condición en cada clase diamétrica en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. NQ = no quemado, SB = severidad baja, SM = severidad media, SA = severidad alta. En la gráfica “a”, la densidad de la clase diamétrica de 2.5 a 12.5 cm se graficó por separado para una mejor visualización de los resultados.

La densidad de árboles adultos vivos fue significativamente diferente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 32.46$; $P < 0.001$; Figura 7, Apéndices 9 y 10). Las condiciones de severidad baja (220 árboles/ha), media (120 árboles/ha) y alta (100 árboles/ha) fueron similares entre si y presentaron una densidad de árboles vivos significativamente menor en comparación con la condición no quemado (1020 árboles/ha). Con respecto a la condición no quemado, la densidad de árboles vivos de las condiciones de severidad baja, media y alta se redujo a 21.6%, 11.8% y 9.8% respectivamente (Tabla 4).

Tabla 4. Porcentaje de variables estructurales en distintas condiciones de severidad de fuego con respecto a los valores de la condición no quemado, en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Árboles vivos con DAP >2.5 cm.

Variable	Severidad baja	Severidad media	Severidad alta
Densidad (árboles/ha)	21.6	11.8	9.8
Área basal (m ² /ha)	58.3	18.6	2.4
DAP (cm)	196	141.1	55.6
Cobertura del dosel	69	53.7	36.5

El análisis mostró que la densidad de árboles adultos muertos difirió significativamente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 26.30$; $P < 0.001$; Figura 7, Apéndices 9 y 10). Las condiciones de severidad baja (1080 árboles/ha), media (540 árboles/ha) y alta (640 árboles/ha) fueron similares entre si y presentaron significativamente mayor densidad de árboles muertos en

comparación con la condición no quemado (0, [0, 220] árboles/ha; mediana, [mínimo, máximo]).

Área basal

El área basal de árboles adultos vivos fue significativamente diferente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 41.76$; $P < 0.001$, Figura 7, Apéndices 9). Las condiciones de severidad media y alta fueron similares entre si y presentaron significativamente menor área basal de árboles vivos (6.2 y 0.8 m²/ha respectivamente) en comparación con la condición no quemado (33.6 m²/ha), siendo esta última condición similar a la condición de severidad baja (19.6 m²/ha). Las condiciones de severidad baja y media fueron estadísticamente similares (Apéndice 10). Con respecto a la condición no quemado, el área basal de árboles vivos registrada en las condiciones de severidad baja, media y alta se redujo a 58.33%, 18.45% y 2.38% respectivamente (Tabla 4).

El área basal de árboles adultos muertos fue significativamente diferente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 41.08$; $P < 0.001$; Figura 7, Apéndices 9 y 10). El área basal de árboles muertos fue estadísticamente similar en las condiciones de severidad media (14.2 m²/ha) y alta (23.9 m²/ha) y significativamente menor en la condición no quemado (0, [0, 940] m²/ha; mediana [mínimo, máximo]). La condición de severidad baja presentó valores intermedios de área basal (6 m²/ha) estadísticamente similares a las condiciones de severidad media y no quemado.

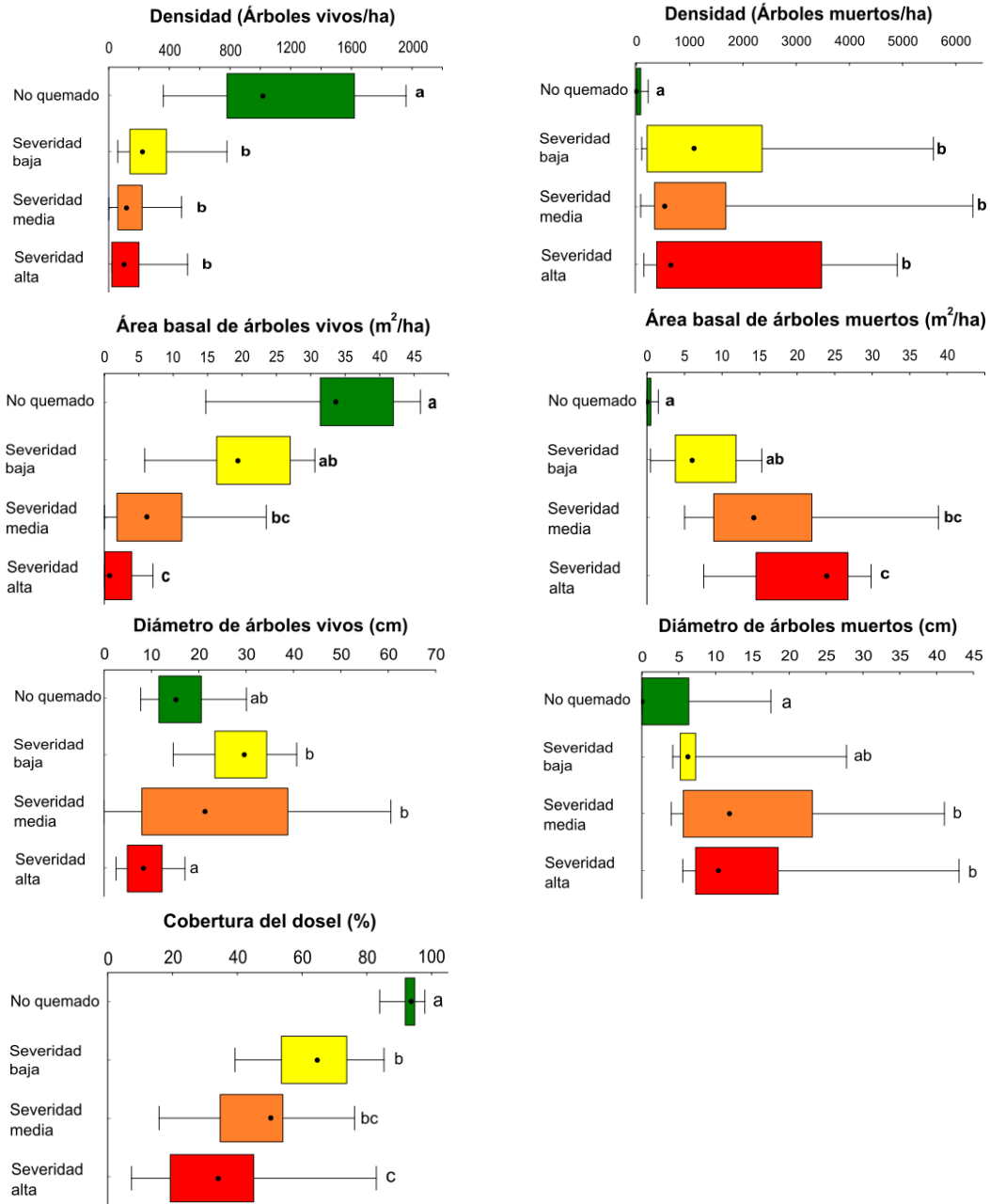


Figura 7. Efecto de distintos niveles de severidad de fuego sobre las características estructurales del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Árboles con DAP > 2.5 cm medido a 1.30 m de altura. Los límites de los rectángulos indican los percentiles 25 y 75, los puntos indican la mediana y las líneas horizontales indican los límites de distribución superior e inferior. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) evaluadas con comparación múltiple de rangos medios.

Diámetro

El diámetro de árboles adultos vivos fue significativamente diferente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis- $H_{(3,58)} = 23.8$; $P < 0.0001$; Figura 7, Apéndices 9 y 10). La condición de severidad alta presentó un DAP significativamente más bajo (8.4 cm) que las condiciones de severidad baja (29.6 cm) y media (21.3 cm), las cuales presentaron medianas estadísticamente similares. El DAP registrado en la condición no quemado (15.1 cm) fue estadísticamente similar al de las condiciones de severidad baja, media y alta. Con relación al bosque no quemado, el DAP registrado en las condiciones de severidad baja y media representó el 196% y 141.1% respectivamente, mientras que en la condición de severidad alta representó el 55.6% (Tabla 4).

El diámetro de árboles adultos muertos fue estadísticamente diferente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 18.3$; $P < 0.001$, Figura 7; Apéndices 9 y 10). El diámetro de árboles muertos de las condiciones de severidad media (11.9 cm) y alta (10.4 cm) fue significativamente mayor en comparación con la condición no quemado (0, [0, 17.5] cm; mediana [mínimo, máximo]). El DAP de árboles muertos de la condición de severidad baja (6.2 cm) fue estadísticamente similar a los valores registrados en la condición no quemado y las condiciones de severidad media y alta.

Cobertura del dosel

La cobertura del dosel fue significativamente diferente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,1682)} = 643.38$; $P < 0.001$; Figura 7, Apéndices 9 y 10); la condición no quemado (93.6 %) presentó significativamente mayor cobertura del dosel que las condiciones de severidad baja (64.6 %), media (50.3 %) y alta (34.2 %). Con respecto a las parcelas afectadas por el fuego, las parcelas con severidad baja presentaron mayor cobertura del dosel que las parcelas con severidad alta. Mientras que las parcelas con severidad media presentaron cobertura del dosel estadísticamente similar a las parcelas con severidad baja y alta. Con respecto al bosque no quemado, la cobertura del dosel registrado en las condiciones de severidad baja y media representó el 69.02% y 53.74%, mientras que en la condición de severidad alta representó el 36.54% (Tabla 4).

Diversidad de la comunidad arbórea

Los resultados del análisis de completitud para las comparaciones entre condiciones indican que el esfuerzo de muestreo fue adecuado (completitud entre 99 y 100%). La riqueza y diversidad estimadas de árboles adultos fue estadísticamente similar entre todas las condiciones (Figura 8, Apéndice 11). El nivel de severidad produjo cambios en el valor de importancia relativa de las especies arbóreas. En el bosque no quemado, las especies dominantes fueron *P. pringlei*, *Clethra mexicana* y *Arbutus xalapensis*. En las condiciones de severidad baja y media, las especies *Pinus pringlei* y *Arbutus xalapensis* dominaron el dosel. En la condición de severidad alta *Pinus pringlei* fue eliminado y las especies

dominantes fueron *Arbutus xalapensis*, *Quercus castanea* y *Quercus candicans* (Apéndice 12).

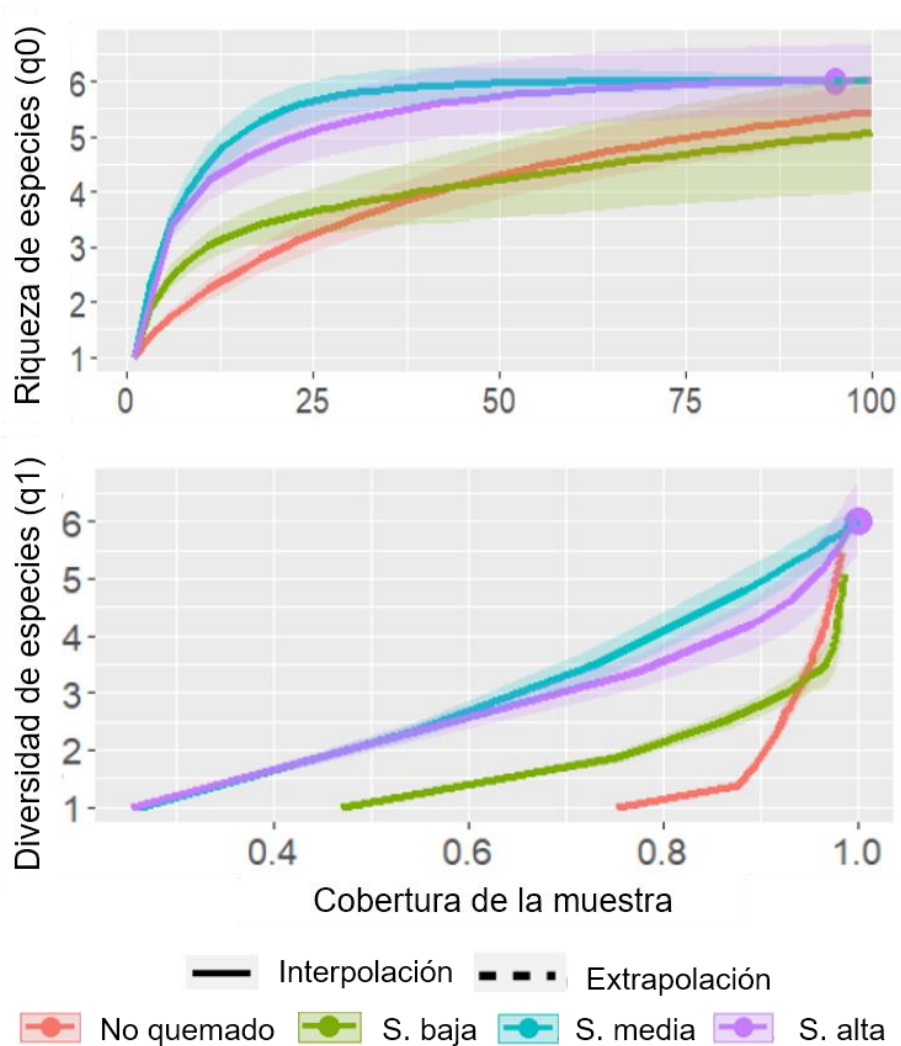


Figura 8. Riqueza (q_0) y diversidad (q_1) estimada de árboles adultos en parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas continuas representan las curvas de rarefacción con valores observados de riqueza, las líneas discontinuas representan la extrapolación y las áreas sombreadas en cada curva indican el intervalo de confianza al 95 %. Si los intervalos de confianza no se solapan indican diferencias significativas.

Estructura de la regeneración de avanzada

La densidad de juveniles vivos fue estadísticamente diferente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 15.63$; $P < 0.001$; Figura 9a, Apéndices 9 y 10). La densidad de juveniles vivos de la condición no quemado (100 juveniles /ha) fue significativamente mayor en comparación con las condiciones de severidad baja (20 juveniles /ha) y alta (0 juveniles /ha). La condición de severidad media tuvo una densidad de juveniles vivos (40 juveniles /ha) estadísticamente similar a la condición no quemado y las condiciones de severidad baja y alta.

La densidad de juveniles muertos difirió significativamente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 19.92$; $P < 0.001$; Figura 9b, Apéndices 9 y 10). La densidad de juveniles muertos fue estadísticamente similar entre las condiciones de severidad baja, media y alta (380, 500 y 200 juveniles/ha respectivamente) y significativamente menor en la condición no quemado (0, [0, 40] juveniles/ha; mediana, [mínimo, máximo]).

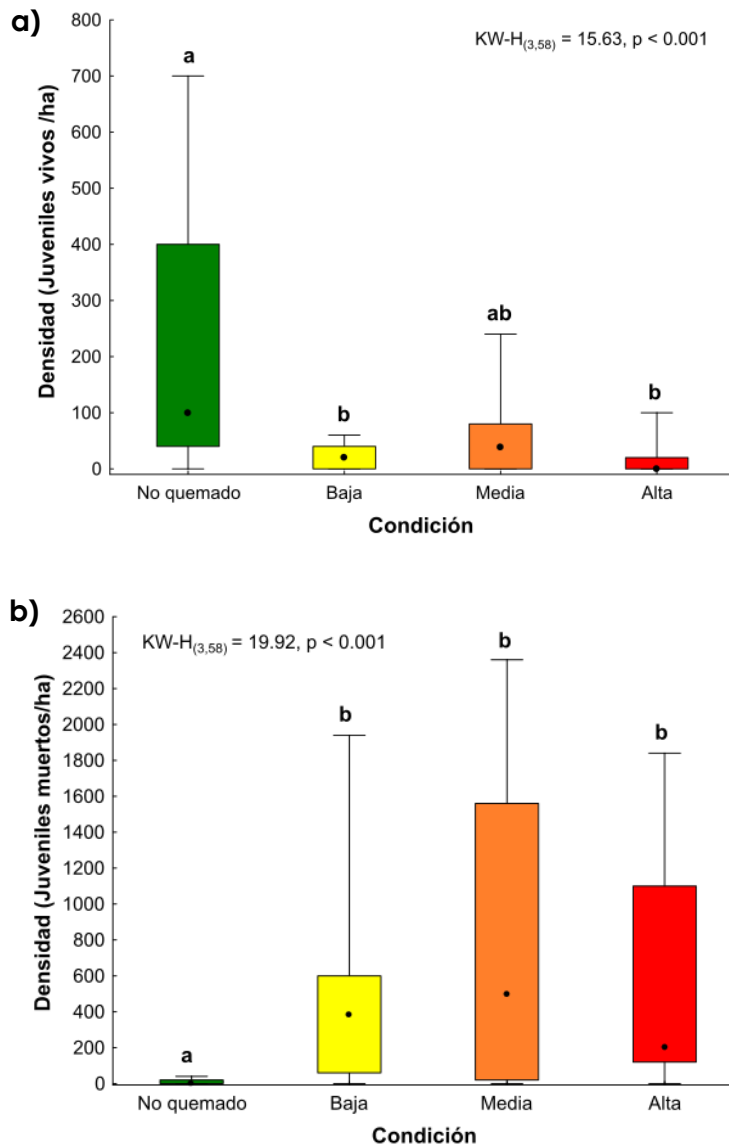


Figura 9. Densidad de juveniles (DAP < 2.5 cm) vivos (a) y muertos (b) en condiciones de bosque no quemado y severidad de fuego baja, media y alta en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Los límites de los rectángulos indican los percentiles 25 y 75, los puntos indican la mediana y las líneas verticales indican los límites de distribución superior e inferior. Letras diferentes indican diferencias significativas evaluadas con comparación múltiple de rangos medios.

Diversidad de la regeneración de avanzada

Un total de 1577 juveniles (210 vivos y 1367 muertos) correspondientes a ocho especies distribuidas en seis géneros y seis familias se registraron (Apéndice 1). Las familias Fagaceae y Pinaceae estuvieron representadas por dos especies mientras que las familias Clethraceae, Ericaceae, Fabaceae y Theaceae estuvieron representadas por una especie. La cobertura del muestreo fue cercana al 100% en todas las condiciones (Apéndice 11). La riqueza y diversidad fueron estadísticamente similares entre todas las condiciones (Figura 10).

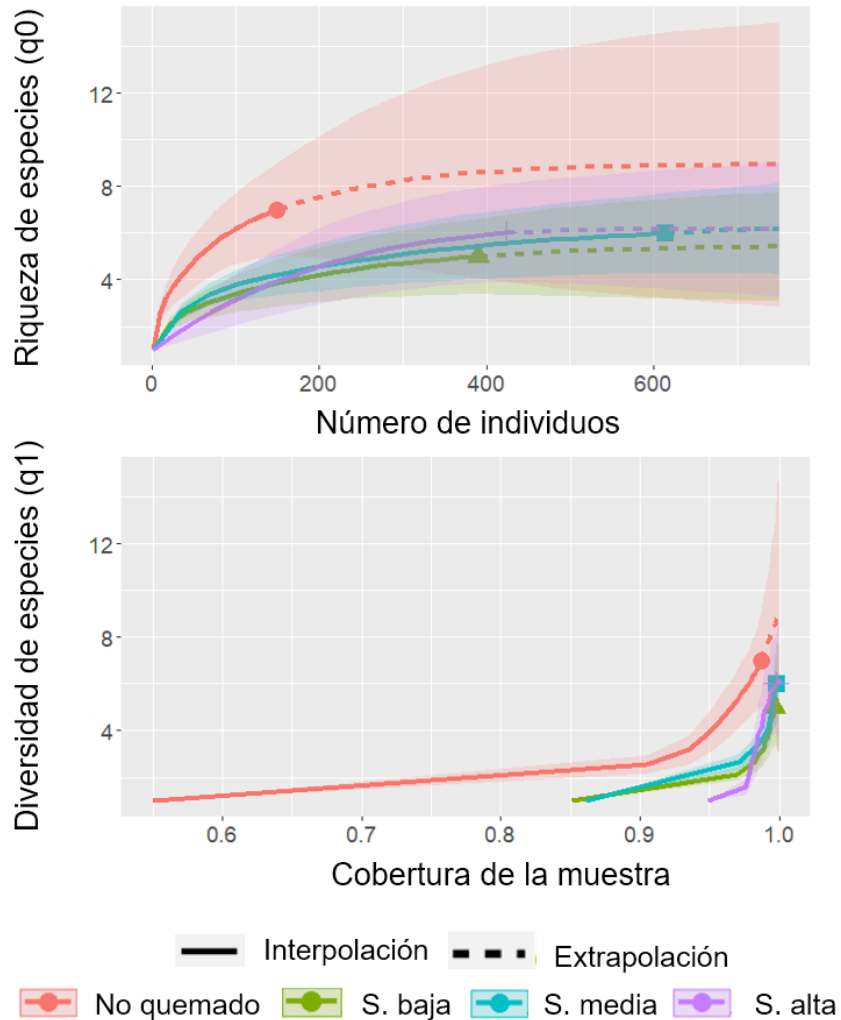


Figura 10. Riqueza (q_0) y diversidad (q_1) estimada de juveniles (DAP <2.5 cm) en parcelas de bosque no quemado y parcelas baja, media y alta con severidad de fuego en el bosque de pino del paraje El Fresno, Santa María Ahuacatitlán, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas continuas representan las curvas de rarefacción con valores observados de riqueza, las líneas discontinuas representan la extrapolación, y las áreas sombreadas en cada curva indican el intervalo de confianza al 95 %. Si los intervalos de confianza no se sobrelapan indican diferencias significativas.

Regeneración post incendio

a) Regeneración a partir de semillas

La densidad de plántulas difirió estadísticamente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 38.16$; $P < 0.001$; Figura 11a, Apéndices 9 y 10). La condición de severidad baja presentó significativamente mayor densidad de plántulas (2460.9 plántulas/ha) en comparación con las condiciones no quemado (0, [0, 312.5] plántulas/ha; mediana, [mínimo, máximo]) y severidad alta (507.8 plántulas/ha). Por otra parte, la condición de severidad media presentó valores intermedios de densidad de plántulas (1640.6 plántulas/m²) estadísticamente similares a las condiciones de severidad baja y alta.

Diversidad de la comunidad de plántulas

Un total de 2273 plántulas correspondientes a ocho especies agrupadas en siete géneros y siete familias fueron censadas (Apéndice 1). La familia Pinaceae contribuyó con el mayor porcentaje de plántulas (98%). La cobertura del muestreo se acercó al 100% en todas las condiciones (Apéndice 11). La riqueza y diversidad fueron similares entre todas las condiciones (Figura 12).

b) Regeneración a partir de estructuras subterráneas

La densidad de brotes fue estadísticamente diferente por efecto de la condición (Kruskal-Wallis $H_{(3,58)} = 20.32$; $P < 0.001$; Figura 11b). Las condiciones de severidad media (500 brotes/ha) y alta (960 brotes/ha) tuvieron una densidad estadísticamente similar de brotes y significativamente mayor que la condición no quemado (0, [0, 940] brotes/ha; mediana, [mínimo, máximo]). La condición de severidad baja presentó una densidad de brotes (180 brotes/ha) estadísticamente similar a las otras condiciones.

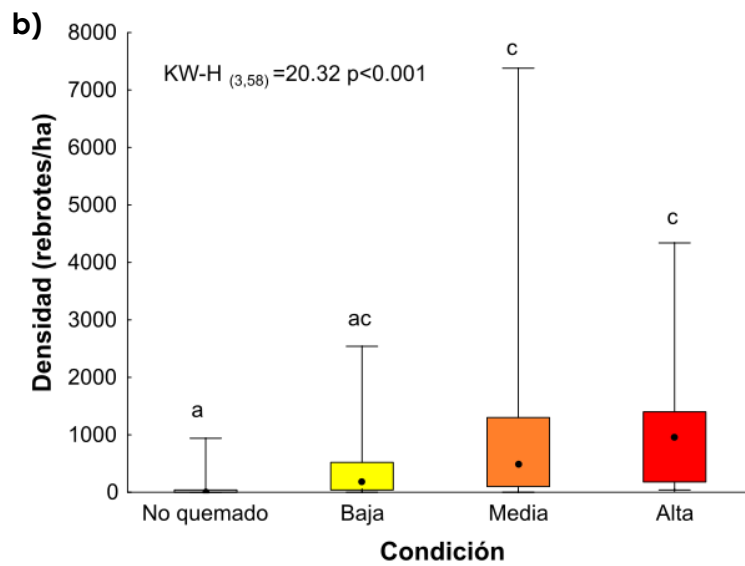
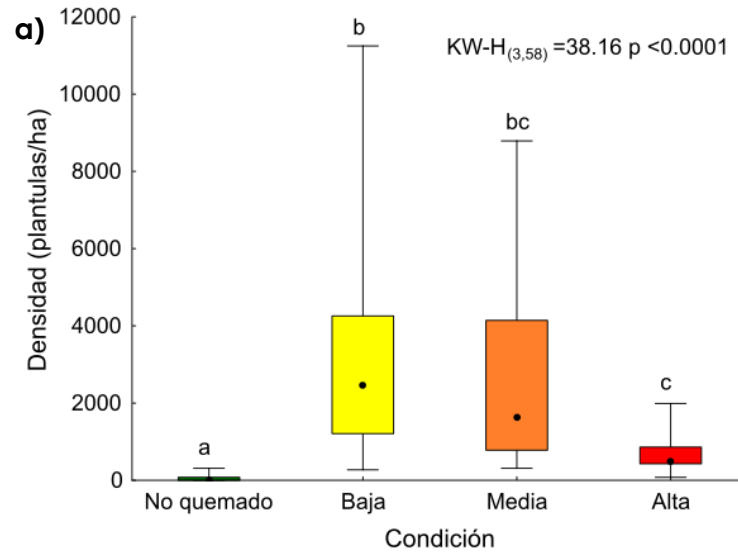


Figura 11. Efecto de distintos niveles de severidad de fuego sobre la densidad de plántulas (a) y brotes (b) de la regeneración post-incendio en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Los límites de los rectángulos indican los percentiles 25 y 75, los puntos indican la mediana y las líneas verticales indican los límites de distribución superior e inferior. Letras diferentes representan diferencias significativas evaluadas con comparaciones múltiples de rangos medios.

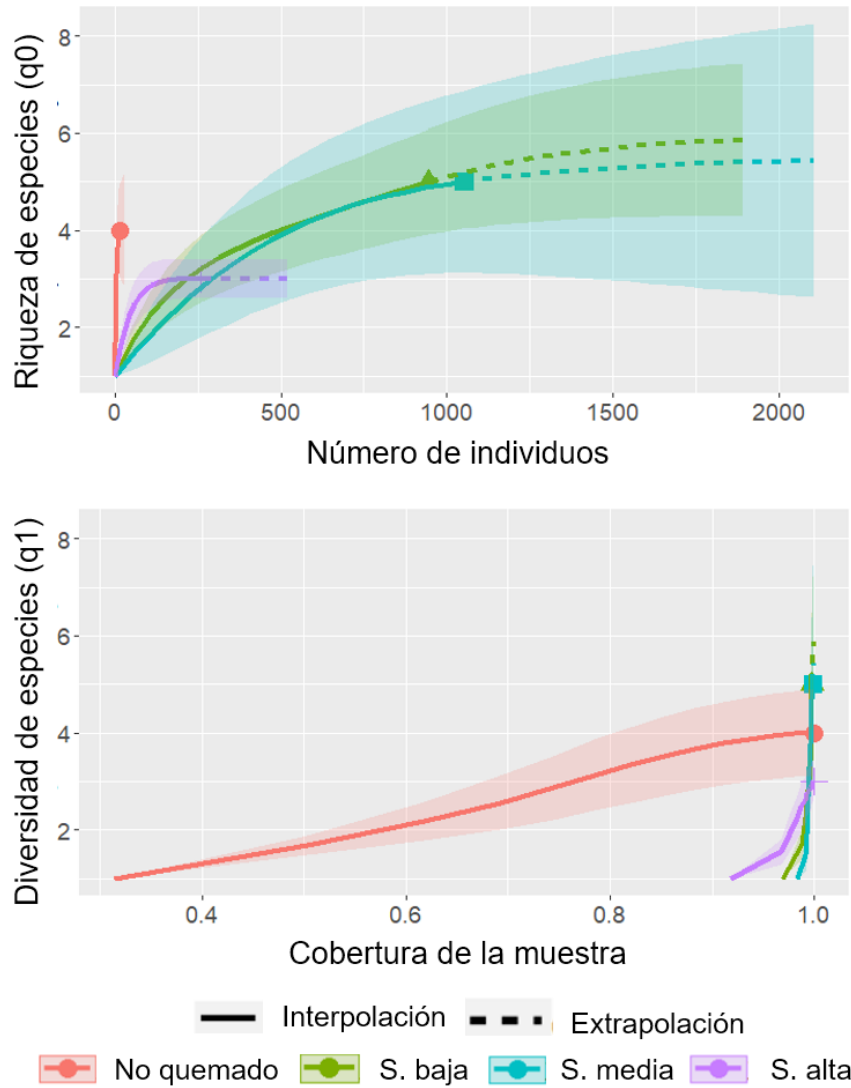


Figura 12. Riqueza (q_0) y diversidad (q_1) estimada de plántulas en parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas continuas representan las curvas de rarefacción con valores observados de riqueza, las líneas discontinuas representan la extrapolación, y las áreas sombreadas en cada curva indican el intervalo de confianza al 95 %. Si los intervalos de confianza no se superlapan indican diferencias significativas.

Similitud de la comunidad vegetal

El análisis de la composición de especies de árboles adultos, juveniles y plántulas mostró diferencias entre las condiciones (*Pseudo-F*= 17.47; $P < 0.001$; Figura 13). La composición de especies de la condición no quemado difirió estadísticamente de las condiciones de severidad baja, media y alta. La composición de especies de la condición de severidad media fue estadísticamente similar a las condiciones de severidad baja y alta, mientras que estas últimas difirieron significativamente entre sí. Con respecto al promedio de la condición no quemado, los promedios de las condiciones de severidad baja, media y alta estuvieron a una distancia de 83.12, 92.86 y 92.15 respectivamente.

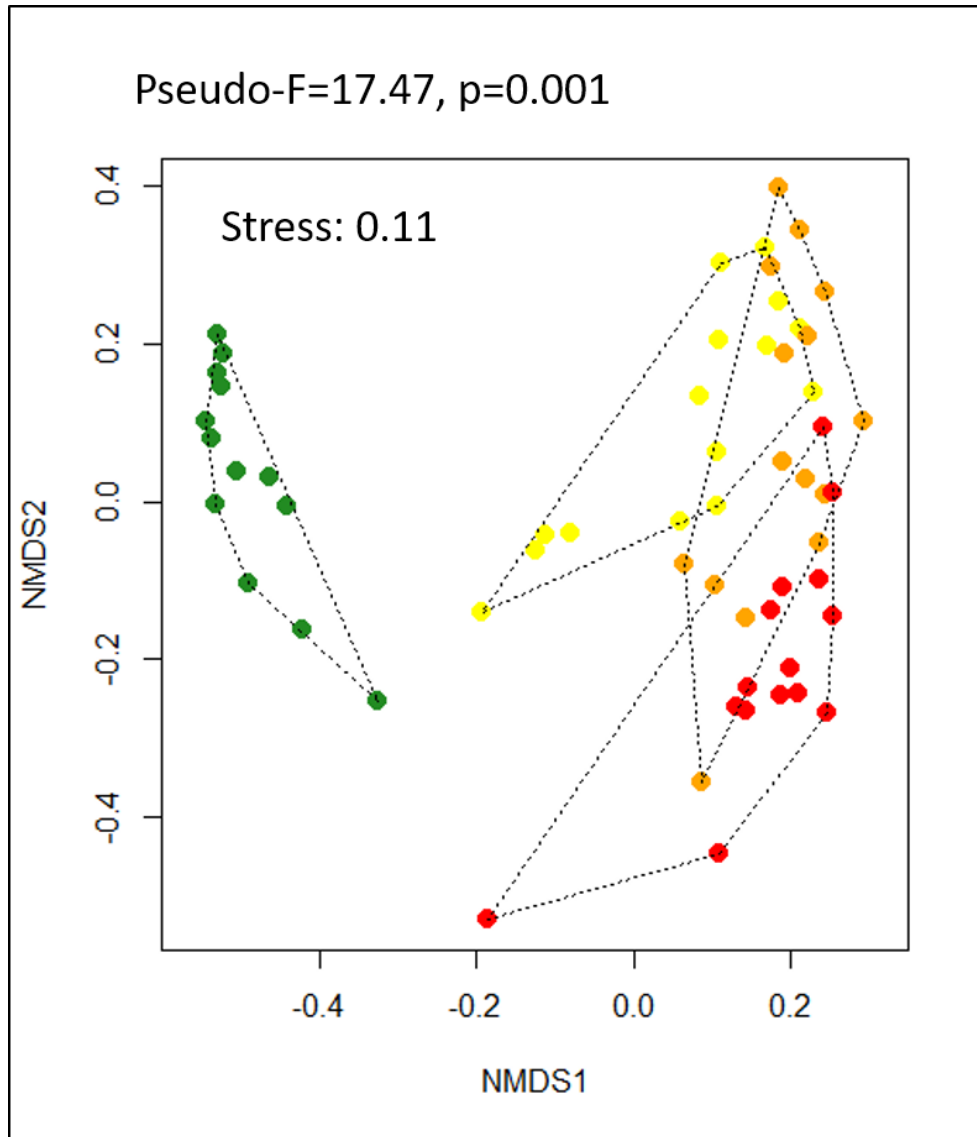


Figura 13. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la comunidad vegetal en parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (●), media (●) y alta (●) en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. La disimilitud de la comunidad se basa en el índice Bray-Curtis.

Predicción de estructura y regeneración mediante variables topográficas.

El Eje 1 del Análisis de Componentes Principales (ACP) no se correlacionó con la densidad de árboles vivos (Tabla 5) mientras que el eje 2 si se correlacionó positivamente con esta variable (Figura 14, Tabla 5). La mayor densidad de árboles vivos se registró en los sitios con mayor altitud.

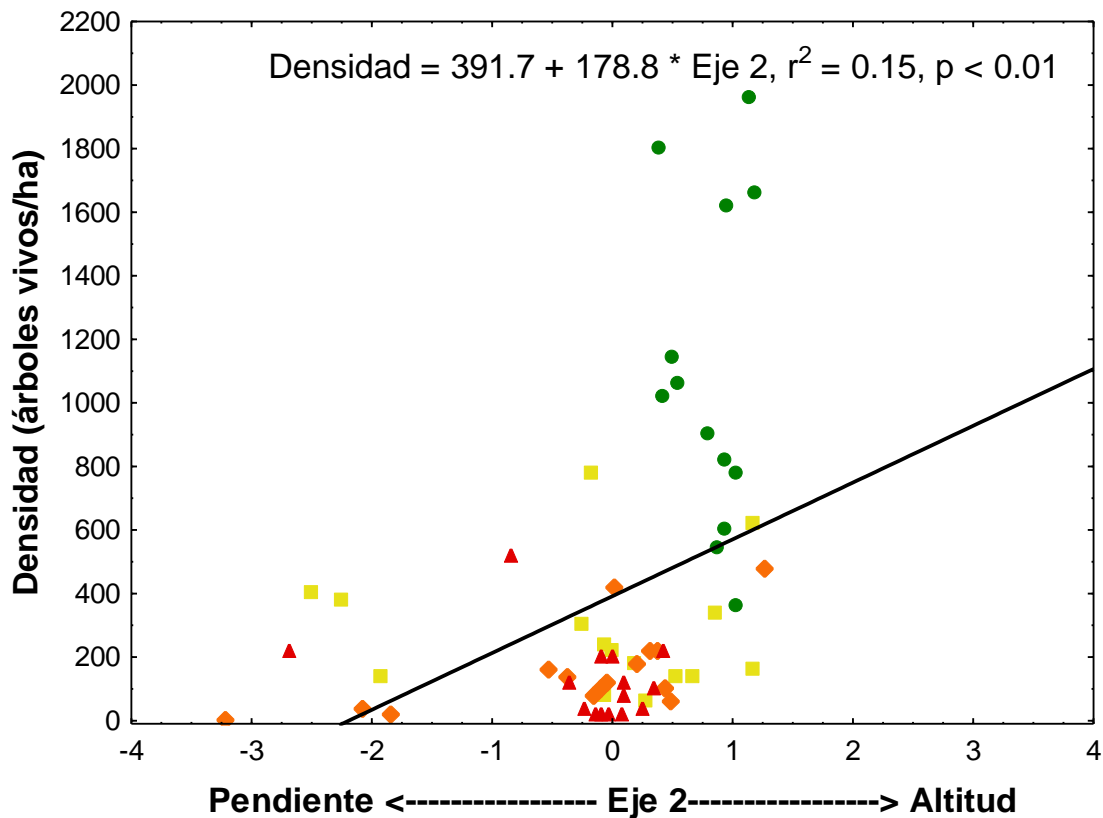


Figura 14. Regresión de la densidad de árboles vivos en función de los valores del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.

Tabla 5. Coeficientes de correlación de Pearson (r) de los ejes 1 y 2 del ACP de variables topográficas y el área basal, la densidad, la cobertura y el diámetro a la altura del pecho (DAP) de árboles vivos y muertos del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Los coeficientes de determinación (r^2) se muestran en los gráficos para las correlaciones significativas.

	Eje 1 del ACP	Eje 2 del ACP
Árboles vivos		
Densidad (árboles/ha)	0.14	0.38**
Área basal (m ² /ha)	0.38**	0.35**
DAP (cm)	0.03	-0.13
Cobertura (%)	0.25	0.26
Árboles muertos		
Densidad (árboles/ha)	-0.10	0.045
Área basal (m ² /ha)	-0.32*	-0.36**
DAP (cm)	-0.28*	-0.49**
Juveniles		
Densidad de vivos (juveniles/ha)	0.005	0.30*
Densidad de muertos (juveniles/ha)	-0.07	0.03

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

El Eje 1 del ACP se correlacionó positivamente con el área basal de árboles vivos (Figura 15a) y negativamente con el área basal de árboles muertos (Figura 15b). El Eje 2 del ACP también se correlacionó con el área basal de árboles vivos y muertos (Figura 16 a y b) (Tabla 5). La mayor área basal de árboles vivos se registró en los sitios con mayor altitud mientras que la mayor área basal de árboles muertos se registró en los sitios con mayor pendiente.

Los Eje 1 y 2 del ACP no se correlacionaron con el DAP de árboles vivos (Tabla 5) pero si se correlacionaron negativamente con el DAP de árboles muertos (Figura 17a y b) (Tabla 5). Los árboles muertos con mayor DAP se localizaron en las áreas con mayor pendiente y menor altitud.

Los Ejes 1 y 2 del ACP no se correlacionaron con la cobertura de los árboles vivos (Tabla 5).

El Eje 1 del ACP no se correlacionó con la densidad de juveniles vivos (Tabla 5) mientras el Eje 2 si se correlaciono positivamente con esta variable estructural (Figura 18, Tabla 5). La mayor densidad de juveniles vivos se registró en los sitios con mayor altitud. Los Ejes 1 y 2 del ACP no se correlacionaron con la densidad de juveniles muertos (Tabla 5).

Los dos primeros ejes del ACP no se correlacionaron con la densidad de plántulas ni con la densidad de brotes de la regeneración post-incendio (Apéndice 13).

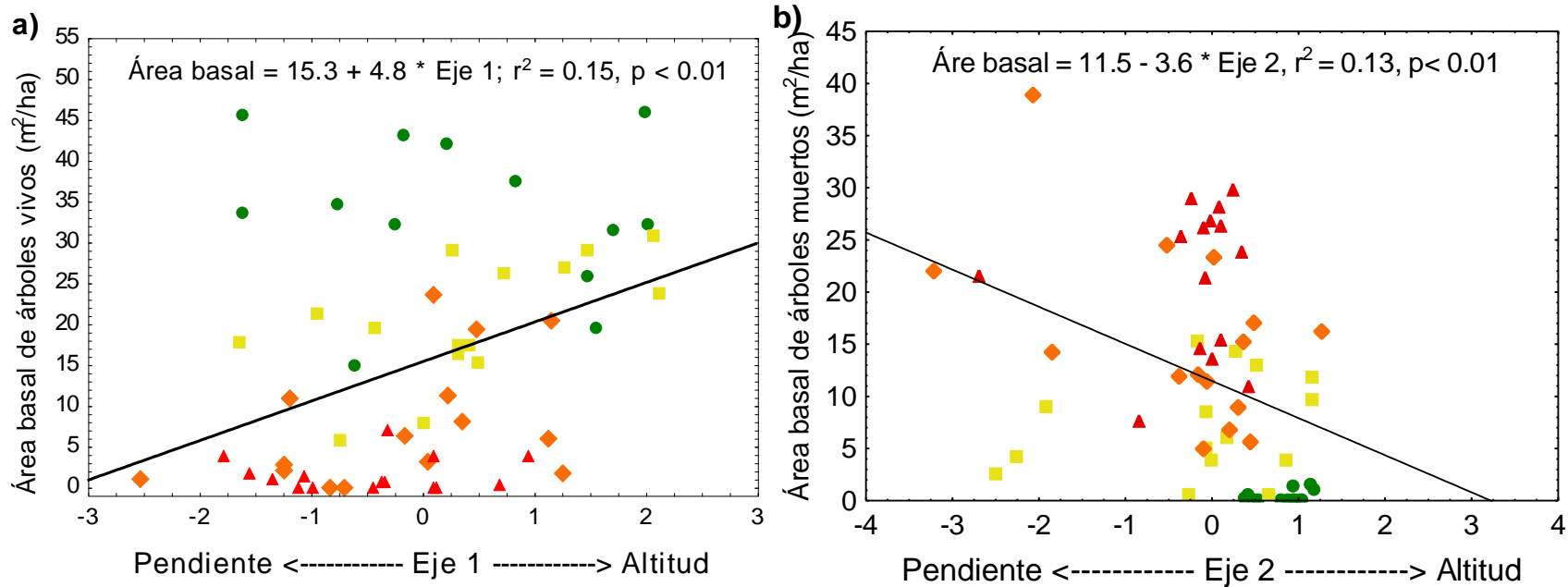


Figura 15. Regresión del área basal de a) árboles vivos y b) árboles muertos en función de los valores del Eje 1 del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.

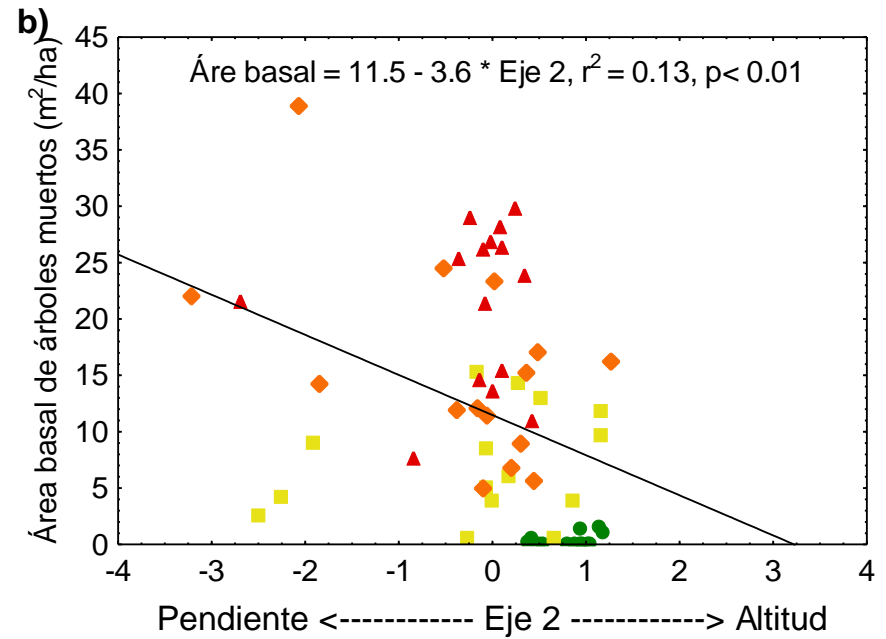
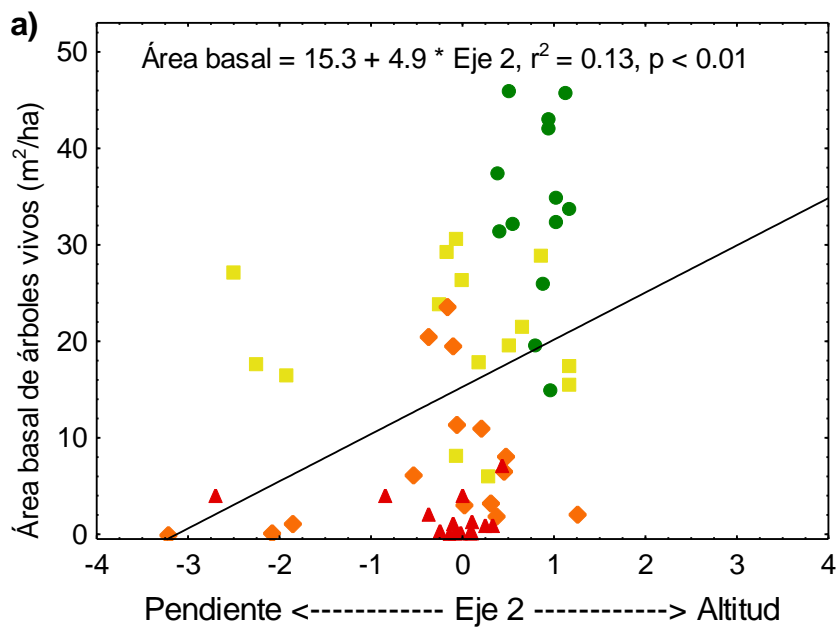


Figura 16. Regresión del área basal de a) árboles vivos y b) árboles muertos en función de los valores del Eje 2 del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.

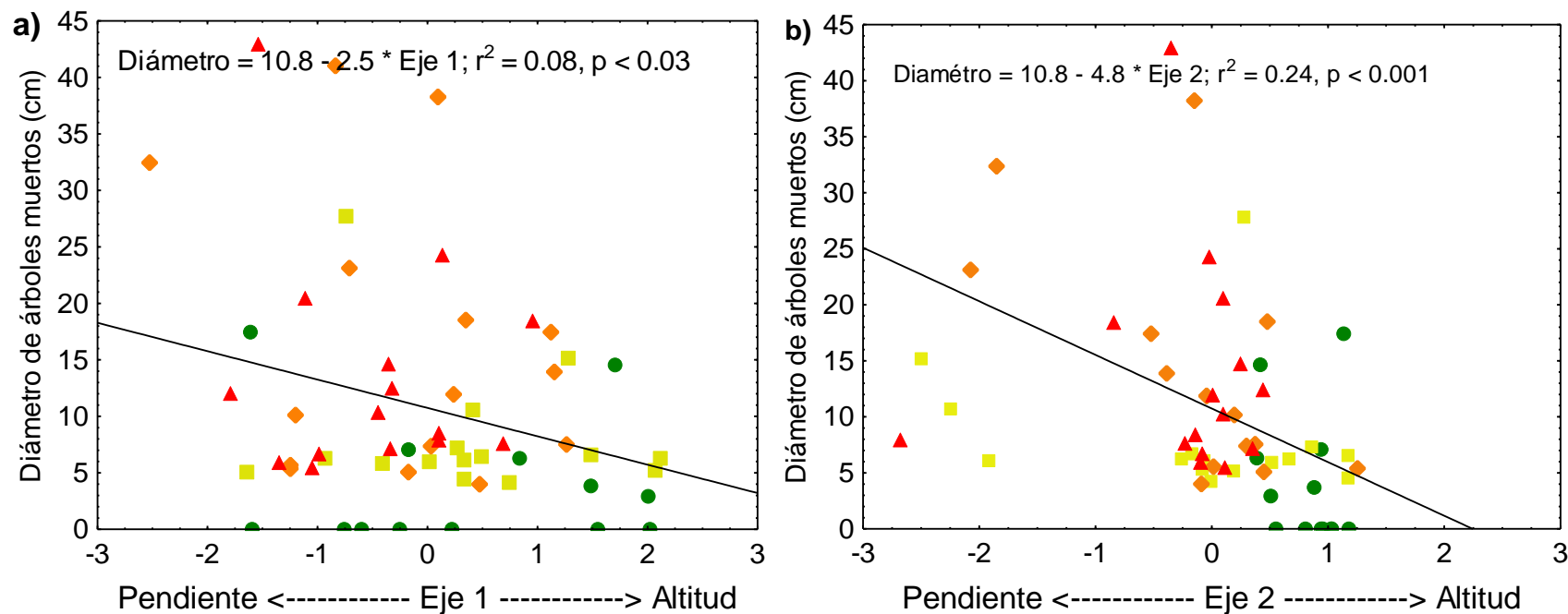


Figura 17. Regresión del diámetro de árboles muertos en función de a) los valores del Eje 1 y b) los valores del Eje 2 del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.

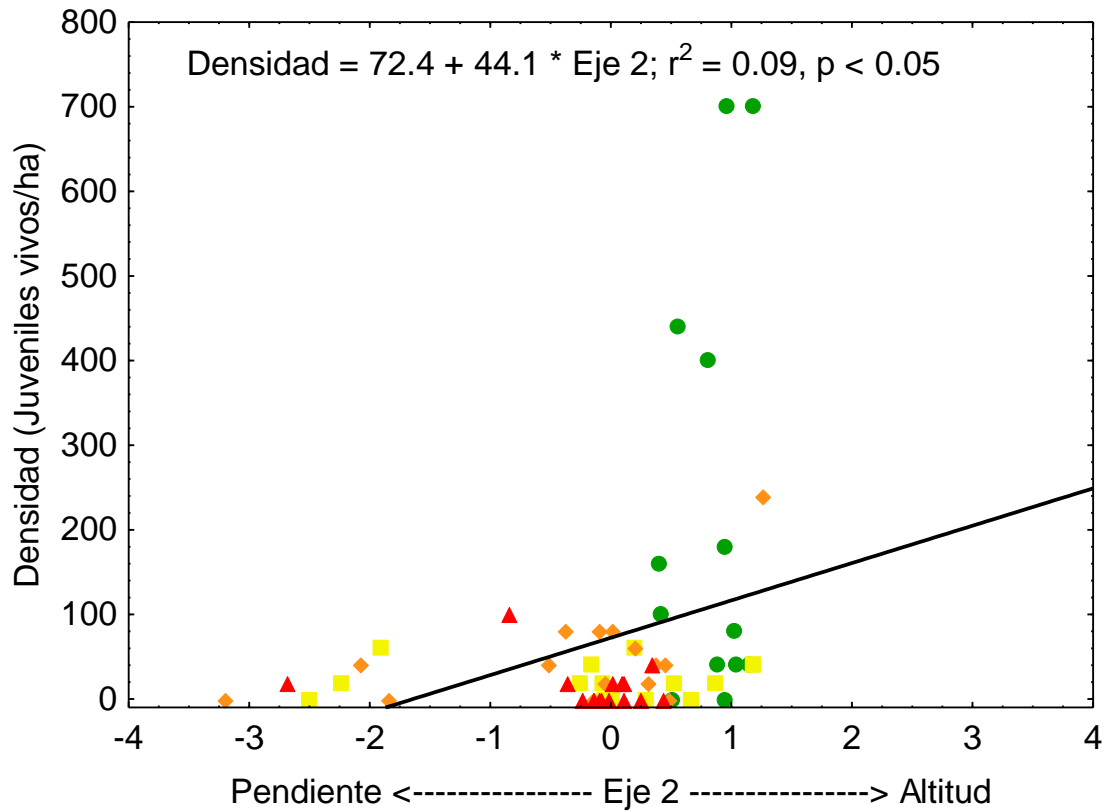


Figura 18. Regresión de la densidad de juveniles vivos en función de los valores del Eje 2 del ACP de variables topográficas de parcelas de bosque no quemado (●) y parcelas con severidad baja (■), media (◆) y alta (▲). Se muestra el valor de r^2 , la línea y la ecuación de regresión.

DISCUSIÓN

La evaluación de los efectos del fuego sobre los ecosistemas forestales es uno de los temas prioritarios de investigación aplicada al manejo del fuego en México. En este estudio se observó que el incremento de la severidad modificó las características estructurales del bosque debido a la mortalidad de las plantas. Los valores estructurales y la regeneración a partir de semillas fueron más bajos en sitios con alta severidad incendio.

Arbolado adulto

De acuerdo con mi hipótesis, todas las variables estructurales disminuyeron conforme aumentó la severidad del fuego, excepto el DAP. Mis resultados coincidieron con un estudio en un bosque de pino de Nuevo León, donde tres años después de ocurrido un incendio el área basal y el DAP fueron mayores en severidad baja y menor en severidad alta (Ávila-Flores *et al.*, 2012). También, en un bosque de encino-pino de Durango se encontró que después de un año de ocurrido un incendio de alta severidad, la densidad de árboles y el área basal fueron menores con respecto a las condiciones previas al incendio (Fernández-García *et al.*, 2019). Adicionalmente, en el bosque de *Pinus ponderosa* de Estados Unidos de América, el área basal y la densidad de árboles (≥ 5 cm de DAP) fueron menores en condiciones de baja y media severidad en comparación con el bosque no quemado (Keyser *et al.*, 2008). Además, en un estudio realizado en el bosque de pino-encino de Nuevo León se encontró que los sitios de severidad alta presentaron 58% menor cobertura del dosel en comparación con sitios con severidad media (Alanís-

Rodríguez *et al.*, 2010). Finalmente, la cobertura del dosel en bosques de *Pinus ponderosa* de Estados Unidos de América con severidad baja, media y alta se redujo a 77%, 50% y 23% respectivamente en comparación con bosques no quemados (Keyser *et al.*, 2008), lo que concuerda con el presente estudio donde se registró que la cobertura del dosel disminuyó a 69%, 54% y 36.5% respectivamente. La disminución de la densidad se debe a la eliminación del arbolado en las clases diamétricas inferiores. Mientras que la reducción del área basal y la cobertura del dosel se deben a la muerte de árboles de pino, pues al ser la especie dominante aportan la mayor parte de los valores estructurales. Por otra parte, el DAP de los sitios de los niveles de severidad baja y media, presentaron valores mayores a los del bosque no quemado. Este resultado se debe a que el DAP post-incendio se calculó partir de las medidas de los árboles adultos sobrevivientes de las clases diamétricas superiores ya que los árboles de las clases diamétricas menores murieron durante el incendio. Mientras que en el bosque no quemado esta medida correspondió a árboles de todas las clases diamétricas. La severidad del fuego provoca la disminución de la mayoría de las variables estructurales, aunque algunas, como el DAP pueden aumentar debido a la eliminación de árboles menos resistentes al fuego; después de un incendio, el DAP no necesariamente refleja el área basal del arbolado.

La recuperación de un bosque después de un disturbio depende de varios factores. Por ejemplo, el tipo y severidad del disturbio, la presencia de remanentes de vegetación y su condición previa, las fuentes de propágulos, las características del sitio, la identidad e historia de vida de las especies afectan la velocidad de

recuperación de un ecosistema (Harper *et al.*, 2005; Keyser *et al.*, 2008). Estudios de cronosecuencias realizados en bosques de coníferas mexicanos han evidenciado que los bosques que han sido afectados drásticamente por incendios pueden tardar hasta 60 años en recuperar la estructura de un bosque maduro (González-Tagle *et al.*, 2008). En Francia, 10 (m²/ha) de área basal de *Pinus halepensis* se recuperaron después de 20 años de la ocurrencia de un incendio (Capitania y Carcaillet, 2016). Las posibilidades de que una condición de severidad alta recupere la estructura de un bosque maduro disminuyen debido al aumento en las cargas de combustibles superficiales producto de la muerte del arbolado (Ritchie *et al.*, 2013; Coppoletta *et al.*, 2016). Así, la acumulación de combustibles superficiales aumentará el tiempo de residencia del fuego en incendios futuros (Ritchie *et al.*, 2013) y provocará la pérdida de plántulas (Rodríguez-Trejo, 2006; Coppoletta *et al.*, 2016) y una mayor degradación del suelo. Las condiciones de severidad baja y media tienen mayores posibilidades de recuperar la estructura de un bosque maduro en comparación con la condición de severidad alta, la cual puede ser conducida a un estado alternativo de la sucesión debido a incendios posteriores.

Regeneración de avanzada

Contrario a lo esperado, la densidad de juveniles de la regeneración de avanzada fue similar en todas las condiciones de la severidad. En bosques de pino de Estados Unidos de América la densidad de árboles con DAP < 15 cm de la condición de severidad baja fue mayor (34%) en comparación con las condiciones de severidad media y alta, donde todos los juveniles murieron (Keyser *et al.*, 2008). En el presente estudio se observó que después de un año del incendio, la densidad

de juveniles disminuyó a 10%, 22% y 7% en condiciones de baja, media y alta severidad, respectivamente. Este resultado puede deberse a que en mi zona de estudio, la densidad de juveniles de pino era alta en las tres condiciones de severidad. Los árboles de diámetros menores presentan cortezas delgadas por lo que el calor afecta al cambium además de que sus copas son alcanzadas fácilmente por las llamas, lo que aumenta su mortalidad (Pollet y Omi, 2002; Lentile *et al.*, 2006b; Spies *et al.*, 2006; Haltenhoff). La alta densidad de juveniles en sitios propensos a incendios, aumenta el riesgo de perder la regeneración de avanzada, ya que favorece la continuidad de combustibles horizontales y verticales, causando efectos severos (Bessie y Johnson, 1995; Pollet y Omi, 2002; Spies *et al.*, 2006; Keyser *et al.*, 2008). Los juveniles tienen atributos que los hacen más propensos a ser afectados por el fuego; la pérdida de la población de juveniles provoca el reinicio del proceso de regeneración del bosque, lo que aumenta el tiempo de recuperación.

Regeneración post incendio

Regeneración a partir de semillas

De acuerdo a lo que se esperaba, el incremento en la severidad de fuego redujo la regeneración de especies a partir de semillas un año después del incendio. En un estudio realizado en un bosque de coníferas de California, Estados Unidos de América, 9 años después de ocurrido un incendio, se encontró que la densidad de plántulas de sitios con alta severidad fue ~90% menor en comparación con las condiciones de severidad baja y media (severidad baja: 4838 plántulas/ha, severidad media: 6484 plántulas/ha, severidad alta: 710 plántulas/ha; Crotteau *et al.*, 2013). En bosques de *Pinus pinaster* de España se encontró que las condiciones

de severidad media y alta presentaron 61% y 79% menor densidad de plántulas en comparación con áreas quemadas de baja severidad (severidad baja: 6.78 plántulas/m², severidad media: 2.60 plántulas/m², severidad alta: 1.4 plántulas/m²; Vega *et al.*, 2008). Estos resultados coinciden con lo reportado en este estudio para las condiciones de severidad baja y media donde la densidad fue mayor (2460 y 1640 plántulas/ha respectivamente) y para las condiciones no quemado y severidad alta donde la regeneración fue menor. Aunque la densidad de plántulas sea similar en la condición no quemado y de severidad alta, la causa de esta baja densidad es diferente: en los sitios quemados con alta severidad, la baja densidad de plántulas puede deberse a la falta de semillas o de sitios seguros para su germinación (limitación de dispersión o de establecimiento; Harper 1977). Por otra parte, en los sitios no quemados, la baja densidad de plántulas puede ser causada por una limitación de micrositios para el establecimiento debido a una alta cobertura de dosel (limitación en el establecimiento; Peña-Domene *et al.* 2018).

La cantidad de plántulas establecidas después de un incendio depende de varios factores, Por ejemplo, el nivel de severidad de fuego, la tolerancia de las semillas al choque térmico, su capacidad para germinar y el establecimiento de las plántulas en las condiciones micro-climáticas resultantes afectan el establecimiento de plántulas (Lampainen *et al.*, 2004; Bonnet *et al.*, 2005; Keyser *et al.*, 2008; Ocampo-Zuleta y Bravo, 2019). La sobrevivencia de árboles adultos en las condiciones de severidad baja y media puede explicar la alta densidad de plántulas registradas en este estudio si estos árboles dispersaron semillas a los sitios después del incendio. Aparte de la dispersión de semillas, el banco de semillas es una fuente

importante de propágulos para la regeneración (Harper 1977). Por ejemplo, en bosques de pino de Estados Unidos de América y España se ha documentado que la viabilidad de semillas no es afectada en los niveles de severidad baja y media (Keyser *et al.*, 2008; Maia *et al.* 2012). Por otro lado, en la condición de alta severidad, la baja densidad plántulas registradas puede ser el resultado de la muerte del arbolado adulto lo que provoca condiciones microambientales adversas (i.e., alta luminosidad, baja humedad del suelo) que pudieron afectar el banco de semillas (Bonnet *et al.*, 2005; Maia *et al.* 2012). La regeneración de los árboles en esta condición estará limitada por la proximidad de fuentes externas de semillas y las condiciones micro-climáticas que permitan el establecimiento y sobrevivencia de las plántulas (Keyser *et al.*, 2008; Bonnet *et al.*, 2005). La densidad de plántulas puede seguir disminuyendo en esta condición debido a la competencia con otras plantas, al estrés hídrico y la falta de nutrientes al que estarán sometidas como consecuencia de los cambios que el fuego ocasiona en el suelo (Minore y Laacke, 1992; Tappeiner *et al.*, 1992). La afectación de las fuentes de propágulos y las condiciones micro-climáticas desfavorables ocasionadas por el fuego en la condición de severidad alta podría retrasar su recuperación o conducirle a un estado sucesional alternativo.

Regeneración a partir de estructuras vegetativas

De acuerdo a lo que se esperaba, la densidad de brotes aumentó conforme se incrementó el nivel de severidad. En un estudio realizado en un bosque de pino-encino en Puebla se encontró que en el bosque quemado, la cantidad de brotes de *Quercus crassifolia* y *Arbutus xalapensis* aumentó debido a la muerte de los fustes

principales; la cantidad de brotes fue mayor en los árboles de < 16 cm de DAP debido a que los árboles jóvenes tienen más vigor y su respuesta es mejor después de una perturbación (Bravo-Juárez *et al.*, 2012). En bosques de pino-encino de Durango, México se encontró que la densidad de brotes de *Quercus* aumentó en zonas afectadas por incendios de media y alta severidad debido a la estimulación de las estructuras subterráneas (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2008; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2010). Estos resultados coinciden con lo reportado en el presente estudio para los niveles altos de severidad donde la mayor densidad de brotes correspondió a las especies *Quercus candicans* y *Q. castanea*. Resultados similares han sido reportados en otros estudios realizados en bosques de *Quercus* de Estados Unidos de América (Fry, 2008; Nemens *et al.*, 2018), Portugal (Moreira *et al.*, 2009) y España (Pausas, 1997). En bosques de los estados de Tlaxcala y el Estado de México se encontró que los matorrales de *Quercus frutex* son favorecidos por el fuego ya que estimula el rebrote de sus raíces; la cobertura de esta especie dificulta la regeneración de pinos (Rodríguez-Trejo, 2006). También en Estados Unidos de América se ha documentado que después de incendios de alta severidad los bosques de coníferas son sustituidos por matorrales de encinos (Bellingham y Sparrow, 2009; Barton y Poulos, 2018). Las especies con capacidad de rebrotar pueden dominar las etapas iniciales de la sucesión después de un incendio.

La estrategia de rebrotar representa una ventaja competitiva sobre especies que se regeneran a partir de semillas (Keeley, 2009). Se ha observado que la hojarasca de encinos puede funcionar como una barrera que impide el establecimiento de plántulas que se regeneran a partir de semillas (Williams y

Johnson, 1992). Por otro lado, se ha reportado que las zonas afectadas por incendios de alta severidad son susceptibles a la colonización de especies con comportamiento invasor como el helecho *Pteridium aquilinum* (Gliessman, 1978). Este helecho contiene compuestos alelopáticos que impiden el establecimiento de plántulas (De Jesus-Jatoba *et al.*, 2016). La regeneración a partir de semillas puede ser abundante en la fase inicial después del incendio, pero es probable que pocas plántulas sobrevivan más de un año debido a la competencia con las herbáceas (Ilison y Chen, 2009). La presión competitiva a causa de las especies rebrotantes y las especies herbáceas con comportamiento invasor puede continuar disminuyendo la densidad de plántulas de pino en condiciones de severidad alta. Las acciones de manejo y restauración futuras en estas áreas deberán estar enfocadas en asegurar el establecimiento y mantenimiento de las poblaciones que se regeneran a partir de semillas, lo que asegurará el mantenimiento de la diversidad genética.

Diversidad y composición de las comunidades vegetales

De acuerdo a lo esperado la riqueza y diversidad de especies de árboles adultos, juveniles y plántulas fueron similares entre condiciones. Resultados similares han sido reportados en bosques de coníferas de Nuevo León (Ávila-Flores *et al.*, 2014), Francia (Capitanio y Carcaillet, 2008) y Estados Unidos de América (Reilly *et al.*, 2006). De acuerdo con lo planteado por estos autores, una de las razones del mantenimiento de la diversidad puede deberse a que individuos de la mayor parte de las especies lograron sobrevivir debido a características adaptativas para resistir al fuego o para recuperarse después del incendio. Otra razón puede ser, la llegada de especies que aprovechan los espacios abiertos y sustituyen, al

menos temporalmente, a las especies que son eliminadas durante el incendio lo que también permite el mantenimiento de la diversidad a nivel de paisaje (Reilly *et al.*, 2006; Burkle *et al.*, 2015). Lo mencionado anteriormente se ve reflejado en la composición de especies entre las distintas condiciones de severidad y la condición no quemado, que presentó una baja similitud. La condición de severidad baja que presentó mayor similitud con la condición no quemado tuvo siete de las ocho especies que se registraron en esta última condición. Esto se debe al bajo impacto que el fuego tuvo sobre la vegetación (DeBano, 1998; Sugihara *et al.*, 2006). En contraste, la condición de severidad alta tuvo menor similitud en la composición de especies con la condición no quemado. Esta diferencia se debe a que estas condiciones solo comparten cinco especies y la condición de severidad alta presentó dos especies distintas (*Salix paradoxa* [Salicaceae] y *Annona cherimola* [Annonaceae]) asociadas con disturbio y aprovechamiento, como los huertos o cercos vivos, respectivamente (Avedaño y Acosta, 2000; Carranza, 2007; CONAFOR, 2019). Dado que se ha documentado que los bosques siguen presentando efectos de la severidad en los años siguientes al incendio (Keyser *et al.*, 2008), por ejemplo, la muerte de árboles adultos en las categorías de severidad media y baja, el monitoreo a largo plazo resulta relevante para adecuar las acciones de manejo.

Efecto de las variables topográficas sobre la estructura y regeneración post-incendio

La estructura de la vegetación después del incendio se relacionó parcialmente con las variables topográficas. La altitud y la pendiente son algunas

de las variables topográficas que pueden influir en la propagación del fuego y sus efectos sobre la vegetación (Agee, 1993; González y Pukkata, 2007). Los incendios forestales se propagan con mayor facilidad en pendientes pronunciadas donde el calor desprendido en las partes bajas reduce la humedad de los combustibles cuesta arriba (Agee, 1993; Pyne *et al.*, 1996). El comportamiento del fuego durante un incendio está controlado por la interacción entre los combustibles forestales y las condiciones meteorológicas además de la topografía (Pyne *et al.*, 1996). Las propiedades físicas de los combustibles (tipo y tamaño, peso por unidad de superficie, densidad, etc.) y su arreglo espacial (estratificación y continuidad vertical y horizontal) juega un papel determinante para que el fuego se encienda y propague por los distintos estratos de la vegetación consumiendo al combustible (Ottmar *et al.*, 2007; Riccardi *et al.*, 2007). Por ejemplo, en bosques de pino de Estados Unidos de América, la sobrevivencia de árboles y los valores de las variables estructurales fueron menores en sitios con pendientes pronunciadas y combustibles densos (Keyser *et al.*, 2005). Las predicciones podrían mejorar si se incluyeran variables relacionadas con los combustibles como la densidad de tallos y carga de combustibles.

IMPLICACIONES PARA EL MANEJO Y LA RESTAURACIÓN

La reconstrucción de la estructura forestal previa al incendio sugiere que uno de los factores que influyó en los niveles de severidad media y alta fue la alta densidad de juveniles. La alta densidad de juveniles puede tener una causa antropogénica, por ejemplo, si hay una tala selectiva de algunos árboles para el aprovechamiento. La apertura de claros en el dosel, puede favorecer el

establecimiento de plántulas (Whitmore 1978). En las áreas afectadas de media severidad, las acciones pueden limitarse al manejo de los combustibles a través de quemas prescritas y aclareos por lo bajo.

Las áreas afectadas por incendios de media y alta severidad son propensas a sufrir incendios más severos debido a la sinergia entre la cobertura de herbáceas, arbustos y la cantidad de combustible disponible producto de la mortalidad arbórea. En estas áreas se requiere exclusión de fuego y manejo de combustibles vivos a través del aclareo y la reducción de las cargas de combustibles muertos.

En las áreas bajo condiciones de alta severidad se requieren acciones de restauración para disminuir la erosión a causa de la pérdida de la cobertura forestal y la apertura de cárcavas producidas por la caída de árboles muertos. Las plantaciones de pinos dentro de cárcavas crean condiciones micro-climáticas favorables para el establecimiento de hierbas, arbustos y otras especies leñosas (Gómez-Romero y Liding-Cisneros, 2016).

Las áreas afectadas de baja y media severidad favorecieron el reclutamiento de individuos de pino. Dado que la supervivencia de las plántulas está asociada con las variables micro-ambientales como la cantidad de nutrientes (Price *et al.*, 2001) se necesitan evaluaciones de los efectos del fuego sobre las características físicas y químicas del suelo. También es importante analizar el efecto de la composición de especies en el sotobosque (especialmente de herbáceas) para identificar oportunamente especies que puedan inhibir o afectar el establecimiento de otras especies (por ejemplo, *Pteridium aquilinum*).

CONCLUSIONES

- En la condición de severidad alta las características estructurales del bosque se redujeron significativamente y este cambio puede afectar procesos de sucesión y regeneración.
- Las condiciones de baja y media severidad de fuego promovieron la regeneración a partir de semillas mientras que la severidad alta, la afectó negativamente y favoreció la regeneración vegetativa.
- La eliminación de la regeneración de avanzada en todas las condiciones debido a la alta densidad de juveniles suprimidos resalta la importancia del manejo de los combustibles vivos para prevenir incendios severos.
- El incremento de la severidad aumentó la cantidad de combustibles leñosos disponibles debido a la mortalidad del arbolado elevando el peligro de incendios severos.

LITERATURA CITADA

- Agee, J. K.** 1993. Fire ecology of Pacific Northwest forests. Island press.
- Agee J. K.** 1998. Fire and pine ecosystems. En: Richardson D ed. Ecology and biogeography of Pinus. Cambridge, UK. Cambridge University Press. 193-218.
- Agee, J. K., y C. N. Skinner.** 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. Forest Ecology and Management **211**(1):83-96.
- Alanís-Rodríguez, E., Ó. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, M. Pando-Moreno, E. J. Treviño-Garza, R. Aranda-Ramos, y P. A. Canizales-Velázquez.** 2010. Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el parque ecológico Chipinque, México. Interciencia **35**(9):690-695.
- Alanís-Rodríguez, E., J. Jiménez Pérez, D. Espinoza-Vizcarra, E. Jurado-Ybarra, O. A. Aguirre-Calderón, y M. A. González Tagle.** 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chinipique, México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente **14**(2):113-118.
- Ávila-Flores, D. Y., M. A. González-Tagle, J. Jiménez Pérez, O. A. Aguirre-Calderon, E. Treviño-Garza, y B. Varrgas-Larreta.** 2012. Estructura de rodales de *Pinus hartwegii* afectados por incendios utilizando parámetros de vecindad en la Sierra Madre Oriental, México. Tropical and Subtropical Agroecosystems **15**:377-387.

- Ávila-Flores, D. Y., M. A. González-Tagle, J. Jiménez-Pérez, O. A. Aguirre-Calderón, E. Treviño-Garza, B. Vargas-Larreta, y E. A. Rodríguez.** 2014. Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura forestal en rodales de coníferas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* **20**(1):33-45.
- Barton, A., y H. Poulos.** 2018. Pine vs. oaks revisited: conversion of madrean pine-oak forest to oak shrubland after high-severity wildfire in the Sky Islands of Arizona. *Forest Ecology and Management* **414**:28-40.
- Bellingham, P. J., y A. D. Sparrow.** 2009. Multi-stemmed trees in montane rain forests: their frequency and demography in relation to elevation, soil nutrients and disturbance. *Journal of Ecology* **97**: 472–483.
- Bessie, W., y E. Johnson.** 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* **76**: 747-762.
- Bonnet, V. H., A. W. Schoettle, y W. D. Shepperd.** 2005. Postfire environmental conditions influence the spatial pattern of regeneration for *Pinus ponderosa*. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:37-47.
- Bradstock R.A. y Auld T. D.** 1995. Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology* **32**, 76–84.
- Bravo-Juárez, J. E., D. A. Rodríguez-Trejo, y R. Myers.** 2012. Fire tolerance of three tree species in pine-oak forests of Chignahuapan, Puebla, México. *International Journal of Wildland Fire* **21**:873-881.

- Burkle, L. A., J. A. Myers, y R. T. Belote.** 2015. Wildfire disturbance and productivity as drivers of plant species diversity across spatial scales. *Ecosphere* **6**(10):202.
- Campbell, R. E., M. B. J. Baker, P. F. Folliott, F. R. Larson, y C. C. Avery.** 1977. Wildfire effects on a ponderosa pine ecosystem: an Arizona case study. USDA Forest Service. Research Paper RM-191: 1-12pp. Page 13.
- Capitaniao, R., y C. Carcaillet.** 2008. Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: a discussion of succession models. *Forest ecology and management*, **255**: 431-439.
- Castillo, M., P. Pedernera, y E. Peña.** 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA* **19**(3):44-53.
- Cerdá, A. y P.R. Robichaud.** 2009. Fire effects on soils and restoration strategies. Science Publishers, Enfield, New Hampshire.
- Chandler, C., P. Cheney, P. Thomas, L. Trabaud, y D. Williams.** 1983. Forest fire behavior and effects. Pages 171-202 *in* J. W. a. Sons, editor. *Fire in forestry*, New York.
- Collins, B. M., R. G. Everett, y S. L. Stephens.** 2011. Impacts of fire exclusion and recent managed fire on forest structure in old growth Sierra Nevada mixed-conifer forests. *Ecosphere* **2**:1-14.
- CONABIO, y UAEM.** 2004. La diversidad biológica en Morelos: Estudio del Estado. Contreras-MacBeath, T., Boyás, J.C. y F. Jaramillo (editores). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México.

- CONAFOR.** 2013b. Inventario estatal forestal y de suelos. Morelos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR.** 2019. *Annona cherimola* Mill. En:
<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/885Annona%20cherimola.pdf> [2019].
- CONANP.** 2017. Plan de manejo del Corredor Ajusco-Chichinautzin. En:
www.conanp.gob.mx › dominios › que_hacemos › Programa_de_Manejo_04 [2017].
- Contreras-Macbeath, T., y S. A. Rios.** 2010. Biodiversidad en Morelos, Ciudad de México, México.
- Coppoletta, M., K. E. Merriam, y B. M. Collins.** 2016. Post-fire vegetation and fuel development influences fire severity patterns in reburns. *Ecological Applications* **26**(3):686-699.
- Crotteau, J. S., J. M. Varner III, y M. W. Ritchie.** 2013. Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the Southern Cascades. *Forest Ecology and Management* **287**:103-112.
- Chandler, C., P. Cheney, P. Thomas, L. Trabaud, y D. Williams.** 1983. Forest fire behavior and effects. Pages 171-202 *in* J. W. a. Sons, editor. *Fire in forestry*, New York.
- Chao, A., N. G. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell, y A. M. Ellison.** 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species biodiversity studies. *Ecological Monographs* **84**:45-67.

- DeBano, L. F.** 2000. Water repellency in soils: a historical overview. *Journal of Hydrology*, **231**: 4-32.
- De Jesus-Jatoba, L., R. M. Varela, J. M. G. Molinillo, Z. U. Din, S. C. J. Gualtieri, E. Rodrigues-Filho, y F. A. Macías.** 2016. Allelopathy of bracken fern (*Pteridium arachnoideum*): new evidence from green fronds, litter, and soil. *Plos One* **11**(8):e0161670.
- DellaSala, D.A. y C.T. Hanson.** 2015. The ecological importance of mixed-severity fires. Elsevier, Amsterdam.
- DeBano, L. F.** 1998. Fire's effects on ecosystems. John Wiley and Sons, Inc.
- Delitti, W., E. Ferran, L. Trabaud, y V. R. Vallejo.** 2005. Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain): I. plant composition and productivity. *Plant Ecology* **177**(1):57-70.
- Falk, D.A., C. Miller, D. McKenzie, y A.E. Black.** 2007. Cross-scale analysis of fire regimes. *Ecosystems* **10** (5): 809-823.
- Fernández-García, V., P. Z. Fulé, E. Marcos, y L. Calvo.** 2019. The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management* **444**:59-68.
- Finegan, B.** 1984. Forest succession. *Nature* **312**:109-114.
- Fry, D. L.** 2008. Prescribed fire effects on deciduous oak woodland stand structure, Northern Diablo Range, California. *Rangeland Ecology and Management* **61**(3).
- Fulé, P. Z., y W. W. Covington.** 1997. Fire regimes and forest structure in the Sierra Madre Occidental Durango, México. *Acta botánica mexicana* **41**:43-79.

- Fulé, P.Z. y W.W. Covington.** 1999. Fire regime changes in La Michilia Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Conservation Biology* **13**: 640-652.
- Fulé, P. Z., J. E. Crouse, J. P. Roccaforte, y E. L. Kalies.** 2012. Do thinning and/or burning treatments in western USA ponderosa or Jeffrey pine-dominated forests help restore natural fire behavior? *Forest Ecology and Management* **269**: 68-81.
- Gliessman, S. R.** 1978. The establishment of bracken following fire in tropical habitats. *American Fern Journal* **68**(2):41-44.
- Gómez-Romero, M., y Lindig-Cisneros, R.** Capítulo 7 Restauración de elementos de bosque templado en sitios severamente erosionados de Michoacán. 179-198 pp. En: *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. UNAM, CRIM; UAEM; Ciudad de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- González-Cabán, A. y D.V. Sandberg.** 1989. Fire management and research needs in México. *Journal of Forestry* **87**: 20-26.
- González, J. R., y Pukkala, T.** 2007. Characterization of forest fires in Catalonia (north-east Spain). *European Journal of Forest Research*, **126**: 421-429.
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., y Knicker, H.** 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment international*, **30**: 855-870.
- González-Tagle, M. A., L. Schwendenmann, J. J. Pérez, y 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.

Granados-Sánchez, D., y G. F. López Ríos. 1996. Ecología del fuego. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* **4**:193-206.

Hardesty, J., R. Myers y W. Fulks. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* **22**: 78-87.

Harper, K. A., Bergeron, Y., Drapeau, P., Gauthier, S., y De Grandpré, L. 2005. Structural development following fire in black spruce boreal forest. *Forest Ecology and Management*, **206**(1-3), 293-306.

Hernández, L., y F. Romero. 2008. *Manuales de desarrollo sostenible: 6. Criterios de restauración de zonas incendiadas.* México. 50 pp.

Hessburg, P. F., J. K. Agee, y J. F. Franklin. 2005. Dry forests and wildland fires of the inland Northwest USA: contrasting the landscape ecology of the presettlement and modern eras. *Forest Ecology and Management* **211**:117-139.

Hewelke, P., Gnatowski, T., Hewelke, E., Tyszka, J., y Zakowicz, S. 2015. Analysis of Water Retention Capacity for Select Forest Soils in Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, **24**: 1013-1019.

Hewelke, E., Oktaba, L., Gozdowski, D., Kondras, M., Olejniczak, I., y Górska, E. B. 2018. Intensity and persistence of soil water repellency in pine forest soil in a temperate continental climate under drought conditions. *Water*, **10**: 1-17.

- Hsieh, T. C., K. H. Ma, y A. Chao.** 2016. iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* **7**:1451-1456.
- Ilisson, T., y Chen, H. Y.** 2009. The direct regeneration hypothesis in northern forests. *Journal of Vegetation Science*, **20**: 735-744.
- INAFED.** 2018. Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Morelos.
En:
<http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM17morelos/mediofisico.html> [2018].
- INEGI.** 2005. Cuaderno estadístico Municipal de Cuernavaca, Morelos. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Jardel-Peláez, E. J.** 1991. Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de Ciencia* **22**:9-26.
- Jardel-Peláez, E. J. 2010.** Planificación del Manejo del Fuego. Universidad de Guadalajara-Fundación Manantlán para la Biodiversidad de Occidente-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. Autlán, Jalisco, México.
- Jardel-Peláez, E. J., Pérez Salicrup, D., Alvarado, E., y Morfín Ríos, J. E.** 2014. Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo. Comisión Nacional Forestal: Guadalajara, Jalisco, México.
- Johnstone, J. F., y E. S. Kasischke.** 2005. Stand-level effects of soil burn severity on postfire regeneration in a recently burned black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:2151-2163.

- Keeley, J. E.** 2006. Fire management impacts on invasive plants in the Western United States. *Conservation Biology* **20**(2):375-384.
- Keeley, J. E., T. Brennan, y A. H. Pfaff.** 2008. Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California shrublands. *Ecological Applications*. *Ecological Applications* **18**(6):1530-1546.
- Keeley, J.** 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* **18**:116-126.
- Keeley, J. E.** 2012. Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science* **69**: 445-453.
- Key, C., y N. Benson.** 2004. The Normalized Burn Ratio (NBR). En: https://burnseverity.cr.usgs.gov/pdfs/LAv4_BR_CheatSheet.pdf.
- Key, C., y N. Benson.** 2006. Landscape Assessment (LA) sampling and analysis methods. USDA Forest Service General Technical Report. RMS-GTR-164-CD 1-55 pp. Pages 1-55.
- Keyser, T. L., L. B. Lentile, F. W. Smith, y W. D. Shepperd.** 2008. Changes in forest structure after a large, mixed-severity wildfire in ponderosa pine forests of the Black Hills, South Dakota, USA. *Forest Science* **54**:328-338.
- Lampainen, J., T. Kuuluvainen, T. H. Wallenius, L. Karjalainen, y I. Vanha-Majamaa.** 2004. Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. *Journal of Vegetation Science* **15**:245-256.
- Lentile, L. B., Z. A. Holden, A. M. S. Smith, M. J. Falkowski, A. T. Hudak, P. Morgan, S. A. Lewis, P. E. Gessler, y N. C. Benson.** 2006a. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire* **15**:319-345.

- Lentile, L. B., F. W. Smith, y W. D. Shepperd.** 2006b. Influence of topography and forest structure on patterns of mixed severity fire in ponderosa pine forests of the South Dakota Black Hills, USA. *International Journal of Wildland Fire* **15**:557-566.
- Maia, P., J. G. Pausas, V. Arcenegui, C. Guerrero, A. Pérez-Bejarano, J. Mataix-Solera, y J. J. Keizer.** 2012. Wildfire effects on the soil seed bank of a maritime pine stand—the importance of fire severity. *Geoderma* **191**:80-88.
- Martin R. E.** 1982. Fire history and its role in succession. In: Means JE (Ed) *Forest succession and stand development research in the Northwest: proceedings of a symposium*. USDA Forest Service Forest Research Laboratory. Oregon State University, Corvallis, 92–98.
- Martín-Martín, C., R. Bunce, S. Saura, y R. Elena-Rosselló.** 2013. Changes and interactions between forest landscape connectivity and burnt area in Spain. *Ecological Indicators* **33**:129-138.
- Martin, J., y T. Gower.** 1996. Forest succession. *Forestry Facts* **78**:1-4.
- Mataix-Solera, J.** 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante, España.
- Mataix-Solera, J., y C. Guerrero.** 2007. Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas. *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante, 5-40 pp.
- Minore, D., y R. J. Laacke.** 1992. Natural regeneration. En: *reforestation practices in southwestern Oregon and northern California*. Editado por S.D. Tesch, S.D.

Hobbs, P.W. Owston, R.E. Stewart, J.C. Tappeiner II, y G.E. Wells. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, Ore. pp. 258–283.

Montorio-Llovería, R., F. Pérez-Cabello, A. García-Martín, L. Vlassova, y J. De la Riva Fernández. 2014. La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. Pages 427-440 in J. Arnáez, González-Sampériz, P., Lasanta, T., Valero Garcés, B. L., editor. Geoecología, Cambio Ambiental y Paisaje: Homenaje al Profesor José María García Ruiz. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Universidad de La Rioja, España.

Moreira, F., F. Catry, I. Duarte, V. Acácio, y J. Silva. 2009. A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: An example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Journal of Plant Ecology* **201**:77-85.

Morfín-Ríos, J. E., E. J. Jardel-Peláez, y J. M. Michel-Fuentes. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México.

Mostacedo, B., y T. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal, Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.

Myers, R. L., y D. A. Rodríguez-Trejo. 2009. Fire in tropical pine ecosystems. In *Tropical fire ecology* (pp. 557-605). Springer, Berlin, Heidelberg.

Nemens, D. G., J. M. Varnerb, K. R. Kiddc, y B. Wingd. 2018. Do repeated wildfires promote restoration of oak woodlands in mixed-conifer landscapes? *Forest Ecology and Management* **427**:143–151.

- Ocampo-Zuleta, K., y S. J. Bravo.** 2019. Reclutamiento de especies leñosas en bosques tropicales expuestos a incendios: una revisión. *Ecosistemas* **28**:106-117.
- Patterson, M. W., y S. R. Yool.** 1998. Mapping fire-induced vegetation mortality using landsat thematic mapper data: A comparison of linear transformation techniques. *Remote Sensing of Environment* **65**:132-142.
- Pausas, J. G.** 1997. Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Science* **8**:703-706.
- Pausas, J. G., N. Ouadah, A. Ferran, T. Gimeno, y R. Vallejo.** 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology* **169**: 205-213.
- Pausas, J. G., y Keeley, J. E.** 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *Bioscience*, 59: 593-601.
- Peña-Domene, M. D. I., C. Martínez-Garza, L. M. Ayestarán-Hernández, H. F. Howe.** 2018. Plant Attributes that Drive Dispersal and Establishment Limitation in Tropical Agricultural Landscapes. *Forests* **9**: 620.
- Pollet, J., y P. N. Omi.** 2002. Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forests. *International Journal of Wildland Fire* **11**: 1-10.
- Price, D. T., N. E. Zimmermann, P. J. Van Der Meer, M. J. Lexer, P. Leadley, I. T. Jorritsma, y J. Wu.** 2001. Regeneration in gap models: priority issues for studying forest responses to climate change. *Climatic Change* **51**:475-508.
- Pyne, S. J., P. L. Andrews y R. D. Laven.** 1996. Introduction to wildland fire. John Wiley. Nueva York, E.U.A. 769 p.

- Pyne, S. J.** 2019. Fire: a brief history. University of Washington Press.
- Reyes, S. A., y Rosado, I. A.** 2000. Plantas utilizadas como cercas vivas en el estado de Veracruz. *Madera y Bosques*, 6, 55-71.
- Ritchie, M.W., C.N. Skinner, y T.A. Hamilton.** 2007. Probability of tree survival after wildfire in an interior pine forest of northern California: effects of thinning and prescribed fire. *Forest Ecology and Management* 247, 200–208.
- Rodríguez-Trejo, D. A.** 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *Journal of the Human Environment* 37:548-556.
- Rodríguez-Trejo, D. A., y P. Z. Fulé.** 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12:23-37.
- Ryan, K. C., y N. V. Noste.** 1985. Evaluating prescribed fires, pp. 230-238 En: JE Lotan et al.(tech. coor) Proceedings - Symposium and Workshop on Wilderness Fire. USDA Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-182.
- Scott, A. C., D. M. J. S. Bowman, W. J. Bond, S. J. Pyne y M. E. Alexander.** 2014. Fire on Earth. An Introduction. John Wiley and Sons, Chichester, Reino Unido, 413 Pp.
- SEDESU.** 2017. Secretaría de Desarrollo Sustentable. Incendios 2017. En: http://www.obum.zmcuernavaca.morelos.gob.mx/Morelos/bos/oes_forestal.htm [2017]. Cuernavaca, Morelos.
- SEIARN.** 2017. Secretaría de Desarrollo Sustentable. Incendios 2017. En: http://www.obum.zmcuernavaca.morelos.gob.mx/Morelos/bos/oes_forestal.htm [2017]. Sistema Estatal de Información Ambiental y de Recursos Naturales, Cuernavaca, Morelos.

- Siegel, S., y N. J. Castellan.** 2005. Estadística No-Paramétrica: Aplicada a las Ciencias de la Conducta. Trillas.
- Spies, T. A., M. A. Hemstrom, A. Youngblood, y S. Hummel.** 2006. Conserving old-growth forest diversity in disturbance-prone landscapes. *Conservation Biology* **20**:351-362.
- Strom, B. A., y P. Z. Fulé.** 2007. Pre-wildfire fuel treatments affect long-term ponderosa pine forest dynamics. *International Journal of Wildland Fire* **16**:128-138.
- Sugihara, N. G., J. W. Van Wagtendonk, y J. Fites-Kaufman.** 2006. Fire as an ecological process. Pages 58-74 *in* N. G. Sugihara, J. W. Van Wagtendonk, J. Fites-Kaufman, K. E. Shaffer, and A. E. Thode, editors. *Fire in California's ecosystems*. University of California Press.
- Tappeiner, J. C., M. Newton, P. M. McDonald, y T. B. Harrington.** 1992. Ecology of hardwoods, shrubs, and herbaceous vegetation: effects on conifer regeneration. En: *Reforestation practices in southwestern Oregon and northern California*. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, USA, 136-164 pp.
- Taylor, A. H., y Skinner, C. N.** 2003. Spatial patterns and controls on historical fire regimes and forest structure in the Klamath Mountains. *Ecological Applications*, **13**(3), 704-719.
- Ubeda, X., M. Lorca, y S. Bernia.** 2002. Changes in some soil parameters in the top-soil after a prescribed burning. En: *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*; Viegas, D.X., Ed. Millpress, Rotterdam.

- Wang, G. G., y K. J. Kembell.** 2005. Effects of fire severity on early development of understory vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* **35**(2):254-262.
- Whitmore, T.** 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, **70**: 536-538.
- Williams, C. E., y W. C. Johnson.** 1992. Factors affecting recruitment of *Pinus pungens* in the southern Appalachian Mountains. *Canadian Journal of Forest Research* **22**: 878-887.

APÉNDICES

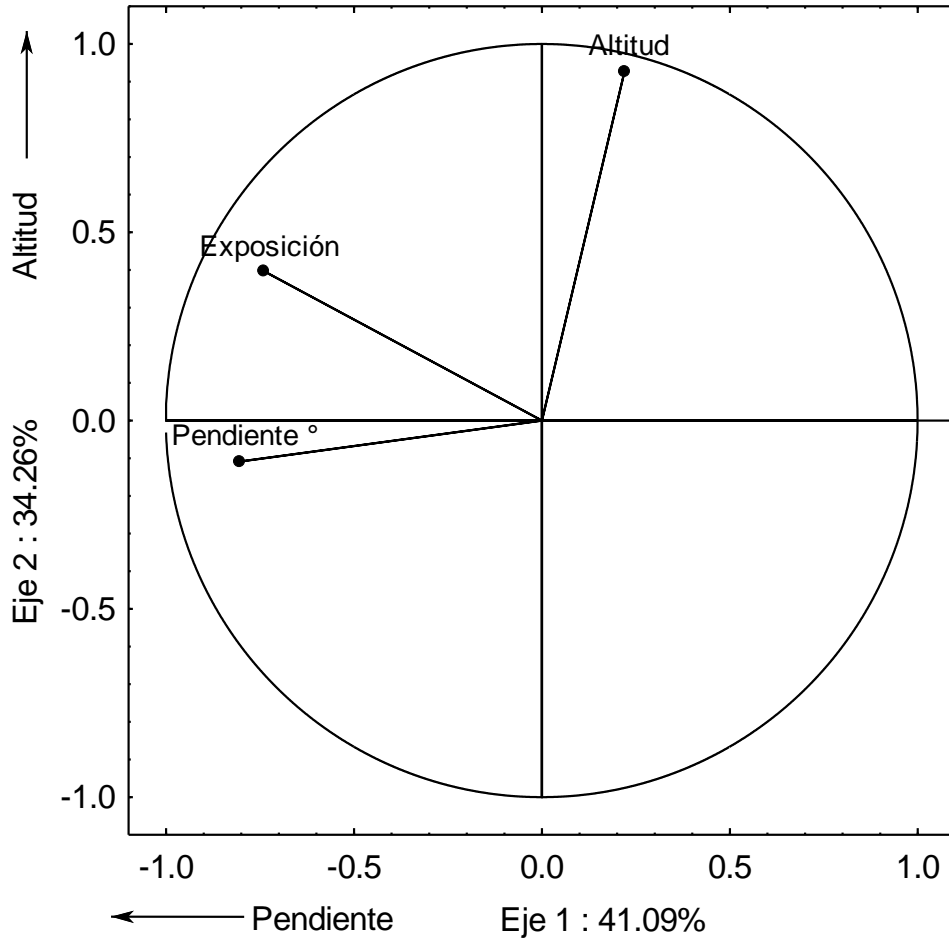
Apéndice 1. Abundancia de árboles (A, DAP \geq 2.5 cm), juveniles (J, DAP $<$ 2.5 cm), plántulas (P, Altura $<$ 50 cm) y brotes (B) de las especies registradas en parcelas de bosque no quemado y parcelas con severidad de fuego baja, media y alta en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.

Familia / Especie	No quemado				Severidad baja				Severidad media				Severidad alta			
	A	J	P	B	A	J	P	B	A	J	P	B	A	J	P	B
Anonaceae																
<i>Annona cherimola</i>													2			38
Clethraceae																
<i>Clethra mexicana</i>	50	31	2	63	1											
Ericaceae																
<i>Arbutus xalapensis</i>	18	3	8		64	24	1	126	79	25	3	242	41	2	4	154
Fabaceae																
<i>Mimosa galeottii</i>	9	1	3		5	4	9	22	12	3		59	9	2		42
Fagaceae																
<i>Quercus candicans</i>					1			6	6	1		28	25	4		274
<i>Quercus castanea</i>	9	1			31	1		161	20	2	1	271	44	1		364
Oleaceae																
<i>Fraxinus uhdei</i>	1															
Pinaceae																
<i>Pinus pringlei</i>	650	107	2		1122	359	930		953	569	1044		1238	412	249	
<i>Pinus patula</i>	9	5					1									

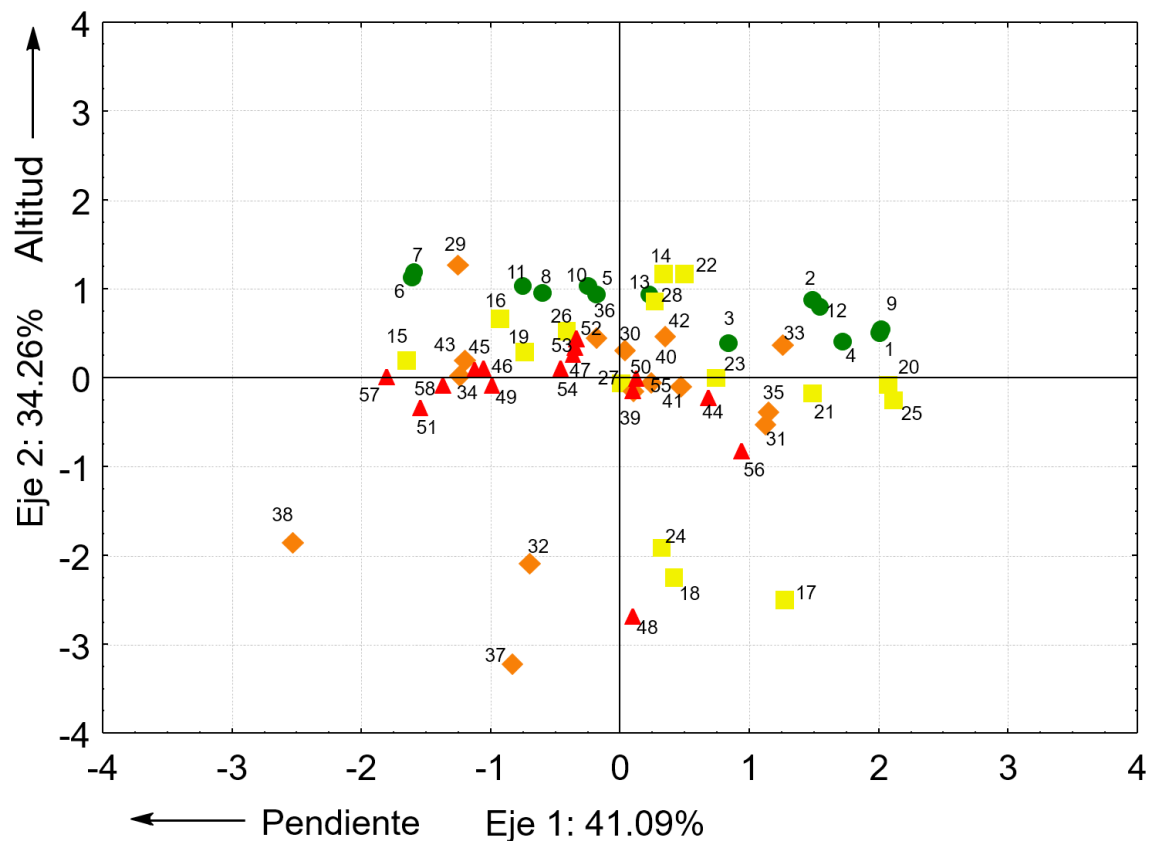
Familia / Especie	No quemado				Severidad baja				Severidad media				Severidad alta			
	A	J	P	B	A	J	P	B	A	J	P	B	A	J	P	B
Salicaceae																
<i>Salix paradoxa</i>							4				2				7	
Theaceae																
<i>Ternstroemia lineata</i>	1	2			2	2			16	14	6	268		2		12
Total	747	150	15	63	1226	390	945	315	1086	614	1053	868	1359	423	260	884

Apéndice 2. Abundancia de árboles (DAP \geq 2.5 cm), porcentaje de árboles con brotes, número total de brotes y número promedio de brotes por árbol de especies registradas en condiciones de bosque no quemado y severidad baja, media y alta de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.

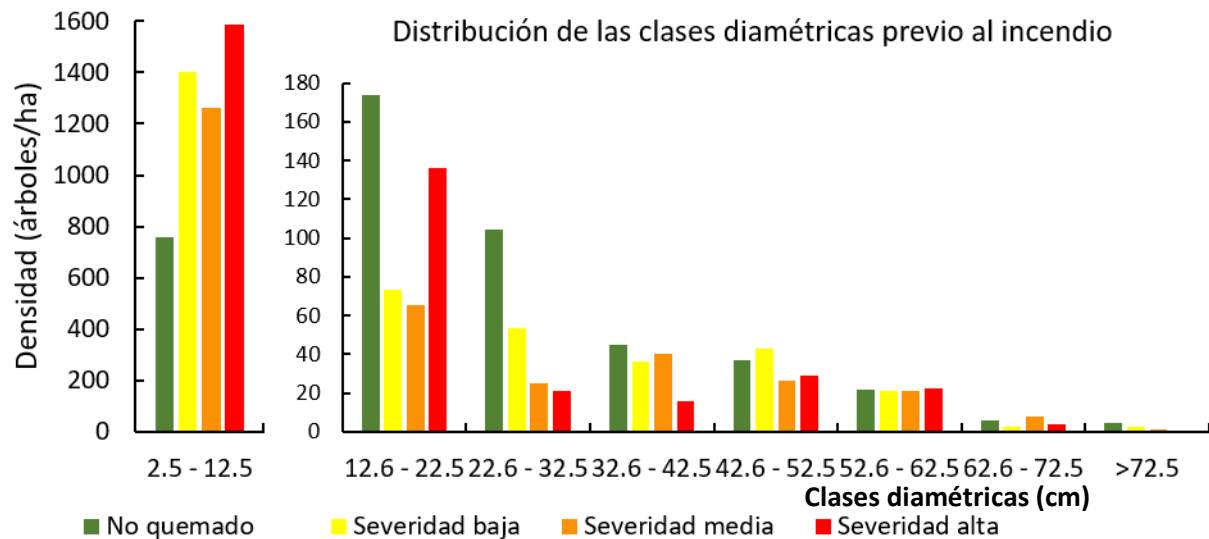
Especie	No quemado				Severidad baja				Severidad media				Severidad alta			
	No. Árboles	Árboles con brotes (%)	No. brotes	Promedio brotes / árbol	No. árboles	Árboles con brotes (%)	No. brotes	Promedio brotes / árbol	No. árboles	Árboles con brotes (%)	No. brotes	Promedio brotes / árbol	No. árboles	Árboles con brotes (%)	No. brotes	Promedio brotes / árbol
<i>Annona cherimola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	100	38	19
<i>Arbutus xalapensis</i>	18	0	0	0	40	72.5	126	4.3	54	94.4	242	4.7	24	100	154	6.4
<i>Clethra mexicana</i>	50	14	63	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mimosa galeottii</i>	9	0	0	0	4	100	22	5.5	12	91.7	59	5.4	9	77.8	42	6
<i>Quercus candicans</i>	0	0	0	0	1	100	6	6	6	66.7	28	7	26	100	274	10.5
<i>Quercus castanea</i>	9	0	0	0	28	60.7	161	9.5	16	100	271	16.9	38	84.2	364	11.4
<i>Ternstroemia lineata</i>	1	0	0	0	2	0	0	0	16	81.3	268	20.6	1	100	12	12



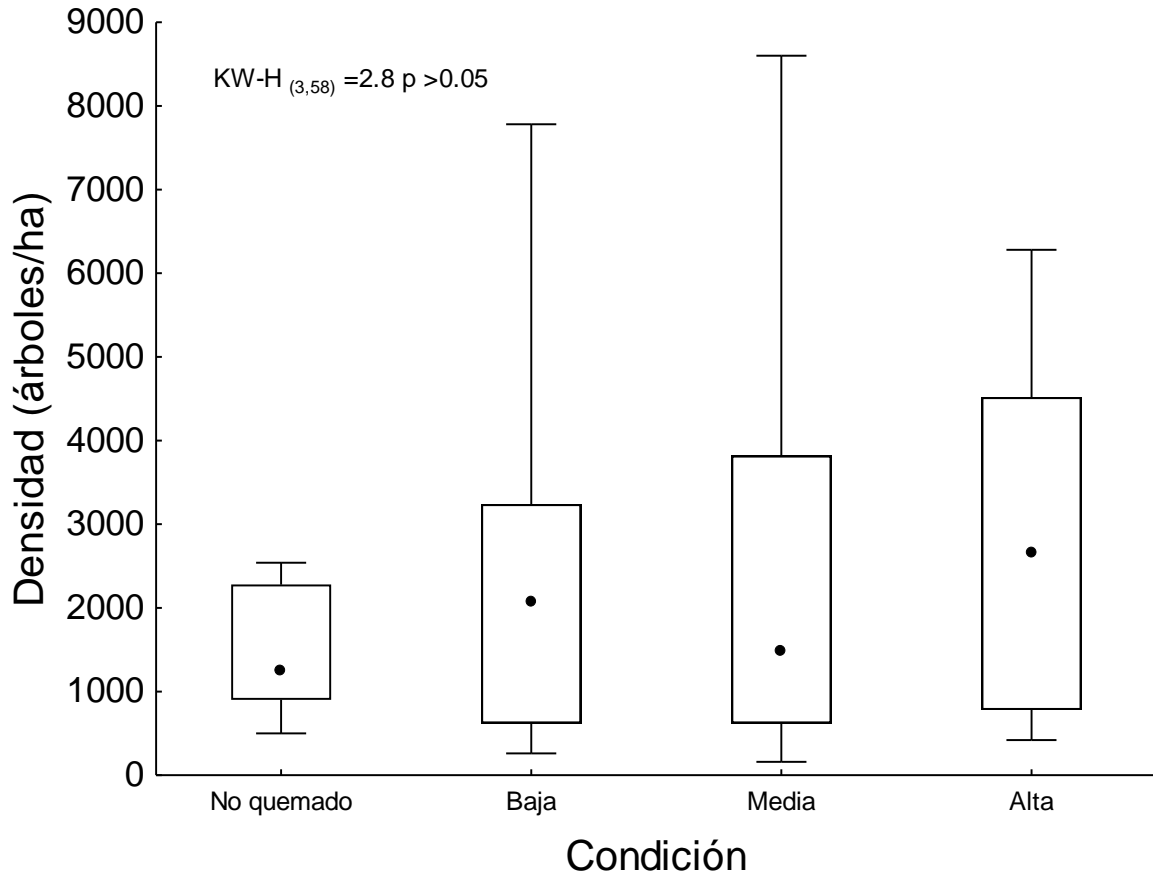
Apéndice 3. Influencias y valores de los ejes 1 y 2 del ACP basado en la ordenación de tres variables topográficas de parcelas de bosque no quemado y parcelas con severidad baja, media y alta de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.



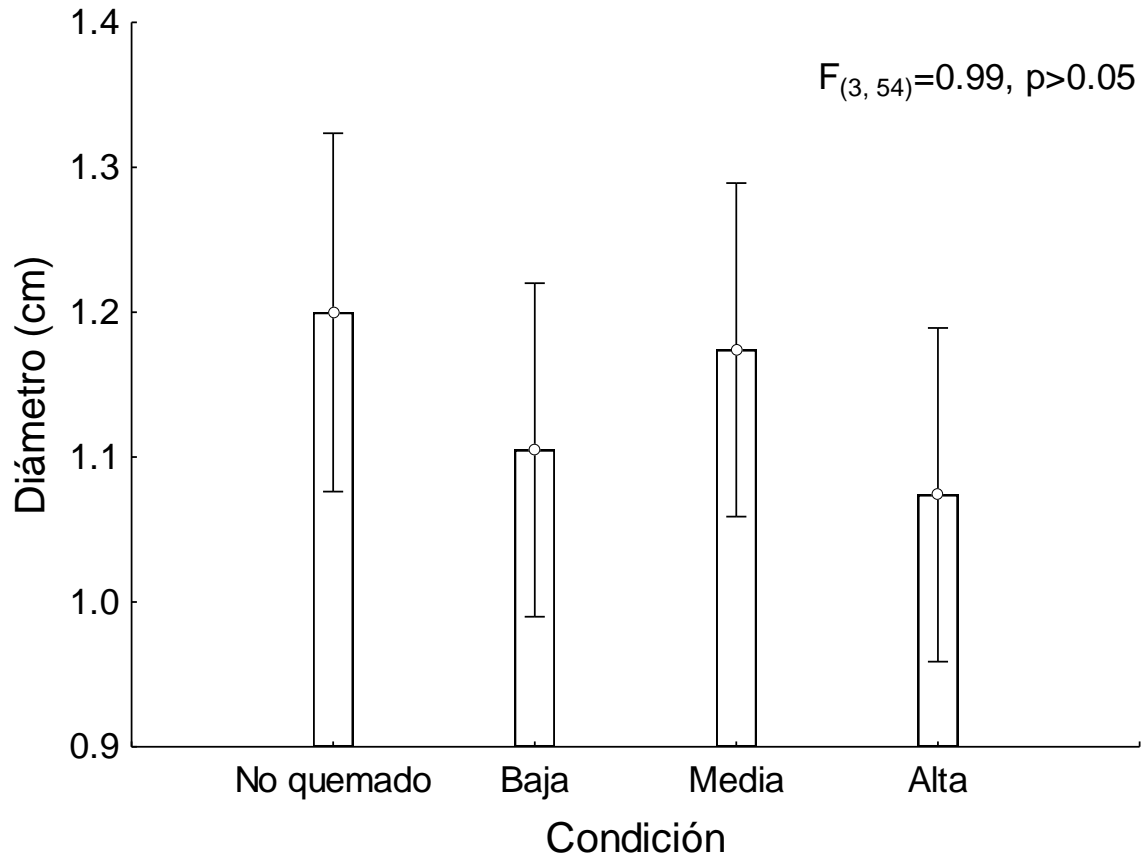
Apéndice 4. Arreglo espacial resultante del ACP de parcelas de bosque no quemado y parcelas con severidad baja, media y alta de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.



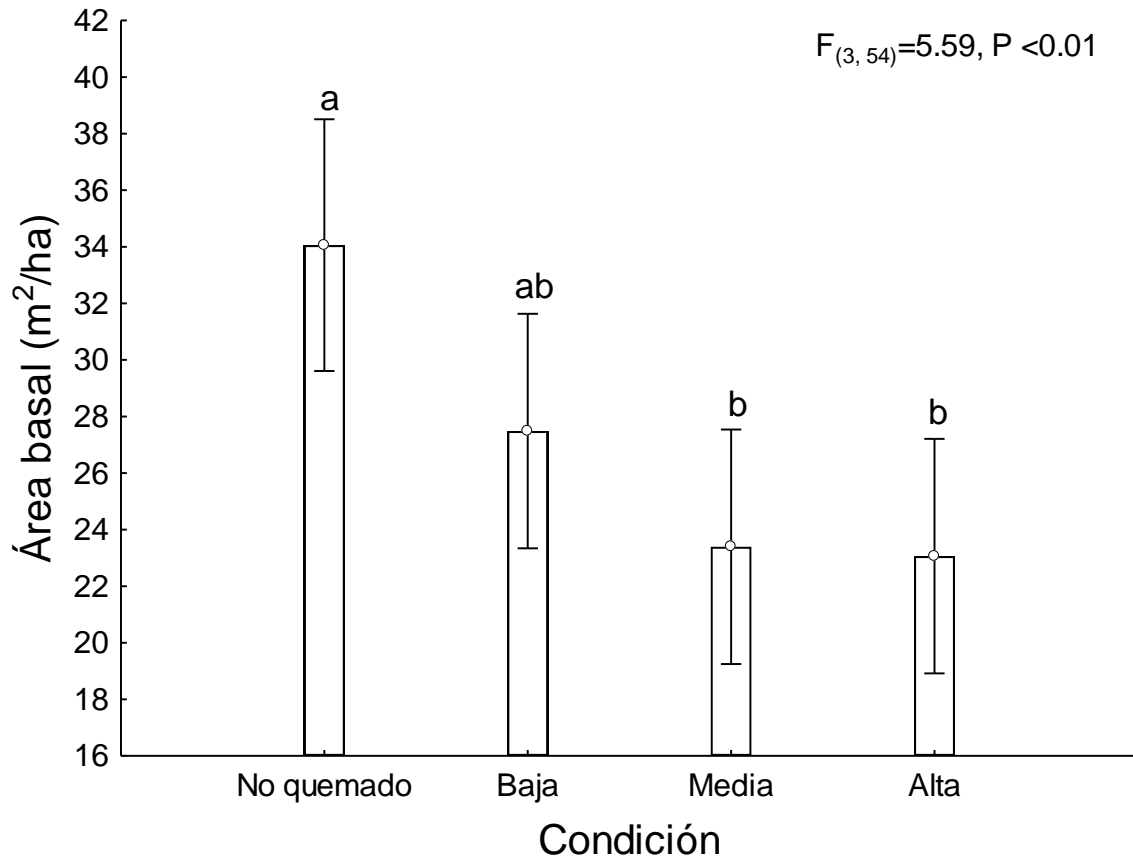
Apéndice 5. Reconstrucción de la densidad de árboles en las áreas que fueron quemadas con severidad baja, media y alta (los valores previos al incendio se reconstruyeron a partir de mediciones de campo de árboles vivos y muertos) y el área no quemada en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. La densidad de la clase diamétrica de 2.5 a 12.5 cm se graficó por separado para una mejor visualización de los resultados.



Apéndice 6. Reconstrucción de la densidad de árboles que se encontraban presentes en parcelas no quemadas y parcelas con severidad baja, media y alta de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Los límites de los rectángulos indican los percentiles 25 y 75, y los puntos indican la mediana. Las líneas verticales indican los límites de distribución superior e inferior.



Apéndice 7. Reconstrucción del diámetro a la altura del pecho (DAP) de árboles que se encontraban presentes en parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas verticales representan un intervalo de confianza al 95%.



Apéndice 8. Reconstrucción del área basal de árboles que se encontraban presentes en parcelas de bosque no quemado y parcelas con baja, media y alta severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. Las líneas verticales representan un intervalo de confianza al 95%. Letras diferentes representan diferencias significativas evaluadas con la prueba post Hoc de Tukey.

Apéndice 9. Características estructurales (mediana y rango [min, max]) en condiciones de bosque no quemado y severidad de fuego baja, media y alta del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México. La variable densidad fue analizada con el número de individuos en 500 m² para árboles adultos (DAP > 2.5 cm), juveniles (DAP < 2.5 cm) y brotes, y en 16 m² para plántulas (altura >3 cm y < 130 cm). Letras diferentes después de las medianas indican diferencias significativas (P < 0.05) evaluadas con comparación múltiple de rangos medios.

Variable	No quemado	Severidad baja	Severidad media	Severidad alta
VIVOS				
Densidad (árboles adultos/ha)	1020 (360, 1960) a	220 (60, 780) b	120 (0, 480) b	100 (20, 520) b
Área basal (m ² /ha)	33.6 (14.7, 45.9) a	19.6 (5.9, 30.6) ab	6.2 (0, 23.5) bc	0.83 (0.01, 7.1) c
DAP (cm)	15.1 (7.7, 30.1) ab	29.6 (14.6, 40.7) b	21.3 (0, 60.6) b	8.4 (2.5, 17.1) a
Cobertura del dosel (%)	93.6 (84, 97.9) a	64.6 (39.3, 85.3) b	50.3 (15.8, 76.2) bc	34.2 (7.3, 59.3) c
Densidad (Juveniles/ha)	100 (0, 700) a	20 (0, 60) b	40 (0, 240) b	0 (0, 100) b
Densidad (Plántulas/ha)	0 (0, 312.5) a	2460.9 (273.4, 11250) b	1640.6 (312.5, 8789) bc	507.8 (78.1, 1992.2) c
Densidad (Brotes/ha)	0 (0, 940) a	180 (180, 2540) ac	500 (0, 7380) c	960 (40, 4340) c
MUERTOS				
Densidad (árboles adultos/ha)	0 (0, 220) a	1080 (100, 5580) b	540 (80, 6320) b	640 (140, 4900) b
Área basal (m ² /ha)	0 (0, 1.5) a	6 (0.5, 15.3) ab	14.2 (5,38.8) bc	23.9 (7.6, 29.8) c
DAP (cm)	0 (0, 17.5) a	6.2 (4.2, 27.8) ab	11.9 (3.9, 41.1) b	10.4 (5.6, 43) b
Densidad (Juveniles/ha)	0 (0, 40) a	380 (0, 1940) b	500 (0,2360) b	200 (0, 1840) b

Apéndice 10. Resultados de las pruebas de comparación múltiple de rangos medios para evaluar diferencias estructurales entre condiciones de bosque no quemado (NQ) y condiciones de baja (SB), media (SM) y alta (SA) severidad de fuego del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.

Variable	NQ-SB		NQ-SM		NQ-SA		SB-SM		SB-SA		SM-SA	
	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P
VIVOS												
Densidad (árboles adultos/ha)	3.15	< 0.01	4.72	< 0.001	5.19	< 0.001	1.63	0.62	2.12	0.2	0.49	1
Área basal (m ² /ha)	1.92	0.33	4.32	< 0.001	5.96	< 0.001	2.49	0.08	4.19	< 0.001	1.71	0.53
DAP (cm)	2.44	0.09	0.79	1	2.18	0.17	1.72	0.51	4.8	< 0.001	3.08	< 0.01
Cobertura del dosel (%)	2.73	0.04	4.72	< 0.001	5.78	< 0.001	2.07	0.23	3.17	< 0.01	1.1	1
Densidad (Juveniles/ha)	2.81	< 0.05	1.74	0.49	3.66	< 0.001	1.11	1	0.88	1	1.99	0.28
Densidad (Plántulas/ha)	5.42	< 0.001	5.16	< 0.001	2.69	< 0.05	0.27	1	2.82	< 0.05	2.55	0.06
Densidad (Brotos/ha)	2.11	0.21	3.4	< 0.01	4.21	< 0.001	1.35	1	2.18	0.18	0.83	1
MUERTOS												
Densidad (árboles adultos/ha)	4.13	< 0.001	3.92	< 0.001	4.59	< 0.001	0.22	1	0.49	1	0.71	1
Área basal (m ² /ha)	2.6	0.06	4.66	< 0.001	6.01	< 0.001	2.13	0.2	3.54	< 0.01	1.41	0.96
DAP (cm)	1.69	0.54	3.53	< 0.01	3.73	< 0.001	1.9	0.34	2.11	0.21	0.21	1
Densidad (Juveniles/ha)	3.48	< 0.01	3.77	< 0.001	3.76	< 0.001	0.29	1	0.29	1	0.01	1

Apéndice 11. Diversidad de las comunidades de árboles adultos (DAP \geq 2.5 cm), juveniles (DAP < 2.5 cm) y plántulas (altura < 130 cm) en tres condiciones de severidad de fuego y bosque no quemado.

	CONDICIONES			
	No quemado	Severidad baja	Severidad media	Severidad alta
Árboles adultos				
Tamaño de la muestra	713	209	117	95
Cobertura de la muestra	99%	99%	100%	100%
Riqueza observada	8	6	6	6
Diversidad (q0)	8.99 (6.74-11.24)	6.49 (5.17-7.81)	6 (5.95-6.05)	6 (5.63-6.37)
Diversidad (q1)	1.81 (1.73-1.89)	2.76 (2.58-2.94)	4.77 (4.45-5.09)	4.52 (4.20-4.84)
Juveniles				
Tamaño de la muestra	150	390	614	423
Cobertura de la muestra	99%	99%	99%	99%
Riqueza observada	7	5	6	6
Diversidad (q0)	8.99 (5.27-12.71)	5.49 (4.17-6.81)	6.49 (5.17-7.81)	6.17 (5.63-6.71)
Diversidad (q1)	2.49 (2.28-2.7)	1.41 (1.34-1.48)	1.42 (1.36-1.48)	1.18 (1.13-1.23)
Plántulas				
Tamaño de la muestra	15	945	1053	260
Cobertura de la muestra	100%	99%	99%	100%
Riqueza observada	4	5	5	3
Diversidad (q0)	4 (3.5-4.5)	5.99 (3.79-8.19)	5.5 (4.18-6.82)	3 (2.86-3.14)
Diversidad (q1)	3.68 (3.1-4.26)	1.11 (1.08-1.14)	1.07 (1.05-1.09)	1.23 (1.17-1.29)

Apéndice 12. Valor de importancia relativa de las especies de árboles adultos (\geq 2.5 cm de diámetro a 1.3 m de altura) de bosque no quemado y tres niveles de severidad de fuego en el bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.

Especie	Condiciones			
	No quemado	Severidad baja	Severidad media	Severidad alta
<i>Pinus pringlei</i>	69.63	64.01	36.72	4.37
<i>Clethra mexicana</i>	9.2	-	-	-
<i>Arbutus xalapensis</i>	8.23	17.4	29.2	25.13
<i>Quercus castanea</i>	7.19	14.07	16.44	41.50
<i>Pinus patula</i>	2.05	-	-	-
<i>Mimosa galeottii</i>	2.01	2.25	6.97	9.04
<i>Fraxinus uhdei</i>	0.86	-	-	-
<i>Ternstroemia lineata</i>	0.82	1.21	5.17	-
<i>Quercus candicans</i>	-	1.04	5.48	14.86
<i>Annona cherimola</i>	-	-	-	5.10

Apéndice 13. Coeficientes de correlación de Pearson (r) de los ejes 1 y 2 del ACP de variables topográficas y la regeneración post incendio del bosque de pino de El Fresno, Cuernavaca, Morelos, México.

	Eje 1 del ACP	Eje 2 del ACP
Plántulas		
Densidad (plántulas/ha)	0.05	-0.23
Brotos		
Densidad (brotos/ha)	-0.07	-0.03



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

"2019, a 100 años del asesinato del General Emiliano Zapata Salazar"

Cuernavaca, Morelos a 6 de diciembre de 2019

**Comisión de Seguimiento Académico
Maestría en Biología Integrativa de la
Biodiversidad y la Conservación
Presente**

Como integrante del jurado y después de haber evaluado la tesis titulada "**Análisis espacial y ecológico de áreas afectadas por incendios forestales en Morelos**" de la alumna **Iris Betsabé Juan Baeza**, con número de matrícula **10009413**, aspirante al grado de Maestra en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, considero que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado. Por lo tanto emito mi **VOTO APROBATORIO**.

Agradezco de antemano la atención que se sirva prestar a la presente.

Atentamente

Dra. Cristina Martínez Garza

Profesor Investigador
Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación





UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

CENTRO UNIVERSITARIO DE LA COSTA SUR
DIVISIÓN DE DESARROLLO REGIONAL
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA Y RECURSOS NATURALES - IMECBIO

Comisión de Seguimiento Académico Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación

Presente

Como integrante del jurado y después de haber evaluado la tesis titulada “Análisis espacial y ecológico de áreas afectadas por incendios forestales en Morelos” de la alumna Iris Betsabé Juan Baeza, con número de matrícula 10009413, aspirante al grado de Maestra en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos, considero que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado. Por lo tanto, emito mi VOTO APROBATORIO.

Agradezco de antemano la atención que se sirva prestar a la presente.

Atentamente

“Piensa y Trabaja”

Autlán de Navarro, Jalisco, de diciembre de 2019

M.C. Enrique J. Jardel Peláez

Profesor-investigador titular C

Departamento de Ecología y Recursos Naturales

Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara

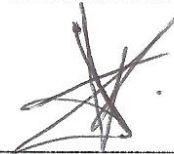
13 de diciembre de 2019

**Comisión de Seguimiento Académico
Maestría en Biología Integrativa de la
Biodiversidad y la Conservación
Presente**

Como integrante del jurado y después de haber evaluado la tesis titulada "**Análisis espacial y ecológico de áreas afectadas por incendios forestales en Morelos**" de la alumna **Iris Betsabé Juan Baeza**, con número de matrícula **10009413**, aspirante al grado de Maestra en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, considero que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado. Por lo tanto emito mi **VOTO APROBATORIO**.

Agradezco de antemano la atención que se sirva prestar a la presente.

Atentamente



Dra. Mariana Tarín Toledo Aceves



Fecha: 20 de diciembre de 2019

**Comisión de Seguimiento Académico
Maestría en Biología Integrativa de la
Biodiversidad y la Conservación
Presente**

Como integrante del jurado y después de haber evaluado la tesis titulada “**Análisis espacial y ecológico de áreas afectadas por incendios forestales en Morelos**” de la alumna **Iris Betsabé Juan Baeza**, con número de matrícula **10009413**, aspirante al grado de Maestra en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, considero que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado. Por lo tanto emito mi **VOTO APROBATORIO**.

Agradezco de antemano la atención que se sirva prestar a la presente.

Atentamente

Dra. Marínés de la Peña Domene





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

"2019, a 100 años del asesinato del General Emiliano Zapata Salazar"

Cuernavaca, Morelos a 6 de diciembre de 2019

**Comisión de Seguimiento Académico
Maestría en Biología Integrativa de la
Biodiversidad y la Conservación
Presente**

Como integrante del jurado y después de haber evaluado la tesis titulada "**Análisis espacial y ecológico de áreas afectadas por incendios forestales en Morelos**" de la alumna **Iris Betsabé Juan Baeza**, con número de matrícula **10009413**, aspirante al grado de Maestra en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, considero que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado. Por lo tanto emito mi **VOTO APROBATORIO**.

Agradezco de antemano la atención que se sirva prestar a la presente.

Atentamente



Dr. Valentino Sorani Dalbón