



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO
DE HIDALGO**

**INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E
INGENIERÍA**

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**EL FUEGO COMO FACTOR BENÉFICO DEL BOSQUE
DE *PINUS MONTEZUMAE* LAMB. EN EL SUR DEL
ESTADO DE HIDALGO**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**PRESENTA:
DAVID DÍAZ HERNÁNDEZ**

PACHUCA DE SOTO, HIDALGO, DICIEMBRE DE 2015



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
HIDALGO**

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**EL FUEGO COMO FACTOR BENÉFICO DEL BOSQUE DE *PINUS
MONTEZUMAE* LAMB. EN EL SUR DEL ESTADO DE HIDALGO**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA:

David Díaz Hernández

COMITÉ ASESOR:

Director: Dr. Rodrigo Rodríguez Laguna

Director: Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo

Asesor: Dr. Otilio Arturo Acevedo Sandoval

Asesor: Dr. Carlos César Maycotte Morales

Pachuca de Soto, Hidalgo. Diciembre de 2015



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
Institute of Basic Sciences and Engineering
Dirección
 Dean

M. en A. JULIO CÉSAR LEINES MEDÉCIGO
 DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
 P R E S E N T E

Por este conducto le comunico que el Comité Revisor asignado al alumno **Ing. David Díaz Hernández**, del Doctorado en Ciencias Ambientales, con número de cuenta 263645, que presenta el manuscrito de tesis titulado **“El fuego como factor benéfico del bosque de *Pinus montezumae* Lamb. en el sur del Estado de Hidalgo”**, después de revisar el trabajo antes referido, ha decidido autorizar la impresión del mismo hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se registran las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor.

PRESIDENTE	Dr. Otilio A. Acevedo Sandoval
SECRETARIO	Dr. Dante A. Rodríguez Trejo
VOCAL	Dr. Rodrigo Rodríguez Laguna
SUPLENTE	Dr. Carlos Cesar Maycotte Morales

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE
 “Amor, Orden y Progreso”
 Mineral de la Reforma, Hgo. 23 de Noviembre del 2015.



Dr. Orlando Ávila Pozos
 Director del ICBI



Ciudad del Conocimiento
 Carretera Pachuca - Tulancingo km. 4.5
 Colonia Carboneras
 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184
 Tel. +52 771 7172000 exts 2231, Fax 2109
 direccion_icbi@uaeh.edu.mx

www.uaeh.edu.mx

AGRADECIMIENTOS

A DIOS, porque me da la vida y ha permitido desarrollar mis habilidades.

A la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, por las facilidades otorgadas para la realización de mis estudios de posgrado.

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada, para la realización del estudio de posgrado.

Al Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo, por dirigir este trabajo de investigación de manera incondicional, aun cuando él no pertenece a esta institución educativa.

Al Dr. Rodrigo Rodríguez Laguna, igualmente por la dirección del proyecto de investigación, por los consejos y el apoyo otorgado durante el proceso de posgrado.

Al Dr. Otilio Arturo Acevedo Sandoval, por su valiosa participación en la elaboración de este trabajo, además de los consejos durante el transcurso del programa de doctorado.

Al Dr. Carlos Cesar Maycotte Morales, por las aportaciones y sugerencias para el desarrollo de este trabajo.

A mi esposa Stephany Cristal, quien de manera incondicional me apoya en todo instante, supliendo mi función de padre, el tiempo que dediqué en este proyecto.

A todas las personas que de alguna manera fueron parte de mi formación y que mi memoria deja escapar.

DEDICATORIA

A mis padres:

Norberta y Alfonso, por darme la vida y sus bendiciones, y por los ejemplos de humildad, sencillez y entrega en cada actividad.

A mi gran amor:

Stephany Cristal, por su amor, paciencia y dedicación.

A mis Hijas:

María Belén, Andrea y Janet, por su cariño y amor, y por ser la fuerza que me impulsa seguir adelante.

A mis hermanos:

Silvia, José, Martín y Anastacio, por la amistad y el apoyo moral que me brindan.

A mis suegros:

Elisa y J. Manuel, por el apoyo moral y la confianza que me han brindado.

A mis amigos y familiares:

Por su amistad y los tiempos compartidos.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS	iii
ÍNDICE DE CUADROS	v
RESUMEN	vi
SUMMARY	ix
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVOS.....	4
Objetivo general.....	4
Objetivos específicos.....	4
ANTECEDENTES	6
El fuego en los ecosistemas forestales.....	7
Ecosistemas dependientes del fuego.....	8
Ecosistemas sensibles al fuego	9
Ecosistemas independientes del fuego.....	10
Efecto del fuego en el establecimiento de la regeneración.....	10
Resistencia al fuego.....	13
Tolerancia al fuego.....	15
Intensidad calorífica	16
Combustibles forestales.....	17
METODOLOGÍA	19
Ubicación del área de estudio.....	19
Caracterización del área de estudio.....	20
Clima.....	20
Suelo.....	20
Vegetación	20
Hidrología.....	21
Evaluación del efecto del fuego en el establecimiento de la regeneración natural de <i>Pinus montezumae</i> y su dinámica a través del tiempo, (objetivos 1 y 2).....	21
Descripción de los tratamientos	21
Muestreo de la regeneración y hojarasca.....	22

Análisis estadístico	25
Evaluación de la resistencia al fuego de latizales de <i>Pinus montezumae</i> (Objetivo 3).....	26
Descripción del área de estudio.....	26
Estudio de campo.....	26
Análisis estadístico	27
Identificación de la tolerancia al fuego de <i>Alnus arguta</i> y <i>Arbutus xalapensis</i> , (objetivo 4)...	28
Descripción del área de estudio.....	28
Estudio de campo.....	29
Análisis estadístico	31
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
Efecto del fuego en el establecimiento de la regeneración natural de <i>Pinus montezumae</i> y su dinámica a través del tiempo, (objetivos 1 y 2)	32
Espesor de hojarasca y establecimiento de la regeneración	32
Dinámica de la regeneración.....	34
Resistencia al fuego en latizales de <i>Pinus montezumae</i> (Objetivo 3)	40
Tolerancia al fuego de <i>Alnus arguta</i> y <i>Arbutus xalapensis</i> , (objetivo 4).....	47
Capacidad de rebrote.....	47
Probabilidad de rebrotación	50
Mortalidad.....	52
Probabilidad de mortalidad	53
Intensidad calorífica	54
CONCLUSIONES	56
RECOMENDACIONES	58
LITERATURA CITADA.....	59

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Localización de la zona de estudio (Ejido Santo Tomás, Singuilucan, Hidalgo).	19
2	Evaluación de regeneración natural de <i>Pinus montezumae</i> , septiembre de 2011.	23
3	Evaluación de regeneración natural de <i>Pinus montezumae</i> , septiembre de 2012.	23
4	Evaluación de regeneración natural de <i>Pinus montezumae</i> , marzo de 2013.	24
5	Hojarasca abundante en zona testigo sin quemar.	24
6	Evaluación de latizales de <i>Pinus montezumae</i> , para determinar resistencia al fuego.	27
7	Rebrote de <i>Alnus arguta</i> post-fuego en zona de quema prescrita.	30
8	Rebrote de <i>Arbutus xalapensis</i> post-fuego en zona de quema prescrita.	30
9	Espesor de hojarasca en quema prescrita (QP), incendio forestal (IF) y testigo (T). Letras distintas en las barras indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).	33
10	Densidad de regeneración de <i>Pinus montezumae</i> a 9 meses de la aplicación de quema prescrita, y a 30 meses del incendio. Letras distintas significan diferencias significativas ($\alpha=0.05$). IF= incendio forestal, QP= quema prescrita, T= testigo.	34
11	Densidad de regeneración de <i>Pinus montezumae</i> a 21 meses de la aplicación de quema prescrita, y a 42 meses del incendio. Letras distintas significan diferencias significativas ($\alpha=0.05$). IF= incendio forestal, QP= quema prescrita, T= testigo.	36

12	Densidad de regeneración de <i>Pinus montezumae</i> a 27 meses de la aplicación de quema prescrita, y a 48 meses del incendio. Letras distintas significan diferencias significativas ($\alpha=0.05$). IF= incendio forestal, QP= quema prescrita, T= testigo.	37
13	Dinámica de la regeneración natural de <i>Pinus montezumae</i> , incendio forestal (IF), quema prescrita (QP) y testigo (T). Las barras de error representan error estándar.	39
14	Probabilidad de mortalidad de <i>Pinus montezumae</i> con relación al diámetro normal.	40
15	Probabilidad de mortalidad de <i>Pinus montezumae</i> con relación al grosor de corteza.	42
16	Probabilidad de mortalidad de <i>Pinus montezumae</i> con relación a la resistencia eléctrica.	43
17	Comparación de medias de Tukey entre incendio forestal (IF) y testigo (T). Letras distintas en las barras indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).	45
18	Diagrama de densidad, para lecturas de Resistencia Eléctrica en tratamiento de Incendio Forestal y Testigo.	46
19	Probabilidad de rebrotación en dos especies de latifoliadas con relación al diámetro normal en QP.	51
20	Probabilidad de rebrotación en dos especies de latifoliadas, con relación a la altura total en QP.	51
21	Probabilidad de mortalidad de <i>Arbutus xalapensis</i> con relación al diámetro normal y altura en incendio forestal.	53

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Características dasométricas y ambientales, en tratamientos de quema prescrita, incendio forestal y testigo, para evaluar regeneración natural.	22
2	Características dasométricas y ambientales, en el área de incendio forestal, para evaluar resistencia al fuego	26
3	Características del comportamiento del fuego para identificar tolerancia.	29
4	Características dasométricas y ambientales, en tratamientos de quema prescrita e incendio forestal, para identificar tolerancia al fuego.	29
5	Coeficientes de correlación de Pearson entre variables regeneración y espesor de hojarasca, para el establecimiento de la regeneración natural de <i>Pinus montezumae</i> en tratamientos de quema prescrita, incendio forestal y testigo.	34
6	Variables de radiación solar en tratamientos de quema prescrita e incendio forestal.	39
7	Correlación de Pearson entre variables evaluadas, para estimar resistencia al fuego.	44
8	Parámetros del comportamiento del fuego para determinar la resistencia al fuego.	46
9	Número y condición de los árboles de los tratamientos.	48
10	Rebrotos por árbol y por especie en los tratamientos.	49
11	Número de árboles muertos por especie en tratamientos.	52
12	Porcentaje de árboles muertos por especie en tratamientos.	52
13	Parámetros del comportamiento del fuego para determinar tolerancia al fuego de <i>Arbutus xalapensis</i> y <i>Alnus arguta</i> .	54

RESUMEN

Se estudió el efecto del fuego en vegetación forestal del ejido Santo Tomás, Municipio de Singuilucan, Hidalgo. Por una parte se conoció el efecto del fuego en el establecimiento de la regeneración natural de *Pinus montezumae*, analizando además la dinámica de la regeneración a través del tiempo; a nueve, veintiuno y veintisiete meses de una quema prescrita y a treinta, cuarenta y dos y cuarenta y ocho meses de un incendio forestal, considerando también una zona testigo sin quemar. Se cuantificó el espesor de hojarasca en la primer medición de regeneración posterior al paso del fuego, encontrando, que éste representa un obstáculo para el establecimiento de la regeneración, teniendo una correlación de Pearson negativa ($r=-0.648$) significativa ($P\leq 0.01$), la cual mostró que a medida en que disminuye el espesor de la hojarasca, aumenta la densidad de regeneración, y viceversa. A través de la comparación múltiple de Tukey, con los valores medios de regeneración, se hallaron diferencias estadísticas significativas ($P\leq 0.01$), entre los tratamientos; los resultados de regeneración obtenidos en septiembre de 2011 (primer evaluación) mostraron densidades de 492,625 renuevos ha^{-1} en incendio forestal, 402,875 ha^{-1} en quema prescrita; y en la zona testigo se encontraron 12,375 plántulas ha^{-1} . Un año después, las densidades disminuyeron en 50.9%, 76.7% y 97.1% en los tratamientos respectivamente. Para la tercer evaluación se encontraron en el incendio forestal 160,000 renuevos ha^{-1} ; en la quema prescrita 84,643 y en testigo 0 renuevos ha^{-1} . Desde esta perspectiva, se puede asumir que el fuego ayuda a disminuir la capa gruesa de hojarasca y asegurar

que la semilla llegue a suelo mineral y germine sin dificultad, contrario a la superficie sin quemar.

En 14 sitios de 500 m² por tratamiento (incendio forestal y quema prescrita), también fue evaluada la tolerancia al fuego de *Arbutus xalapensis* y *Alnus arguta*, expresada en probabilidades de rebrotación y mortalidad. Se encontraron diferencias significativas entre el número de árboles muertos ha⁻¹; en quema prescrita hubo 1.4 árboles muertos de *Alnus arguta* y 4.3 en incendio forestal, mientras que para *Arbutus xalapensis* en el incendio forestal murieron 58.6 árboles y sólo 7.1 en quema prescrita. A través de regresión logística se determinó que a medida que el diámetro y la altura de los árboles son menores, la probabilidad de que éstos rebroten es mayor en la quema prescrita; mientras que en el incendio forestal la probabilidad es de que mueran, considerando las condiciones de intensidad calorífica, la cual se calculó 150 veces mayor en el incendio forestal que en la quema prescrita. Los parámetros obtenidos indican que las especies de estudio son tolerantes al fuego de baja intensidad, al propiciarse el rebrote y menor mortalidad de árboles, mientras que con intensidades altas, resulta lo contrario.

Se evaluó la resistencia al fuego en latizales de *Pinus montezumae*, en dos escenarios, post-fuego y testigo sin quemar. Se evaluaron 132 árboles en la zona de incendio forestal y 120 en la zona testigo, considerando todas las categorías diamétricas existentes (5 cm a 40 cm) en ambos tratamientos. Para cada individuo se tomó información de diámetro normal, altura total, grosor de corteza, altura de la cicatriz del fuego, resistencia eléctrica y sobrevivencia (vivo o muerto). A través de regresión logística se determinó con significancia

($P \leq 0.01$) que a medida que el diámetro normal y el grosor de corteza son menores, existe mayor probabilidad que los árboles mueran en el incendio forestal, mientras que con la variable de resistencia eléctrica resulta lo contrario, donde con valores más altos de resistencia eléctrica, existe mayor probabilidad de que los árboles mueran. Estas variables se relacionan entre sí, de acuerdo a correlación de Pearson, ya que a diámetros y alturas mayores, aumenta también el grosor de corteza, pero disminuye la resistencia eléctrica, por consiguiente existe mayor resistencia al fuego. La prueba de comparación de medias de Tukey ($\alpha=0.05$), señala que no existen diferencias significativas entre tratamientos con las variables de diámetro normal, altura y grosor de corteza, pero sí con relación a la resistencia eléctrica. Para tener mayor perspectiva de los efectos del fuego sobre los árboles evaluados, se estimó una intensidad calorífica de 711.84 Kw m^{-1} , lo cual indica que la especie de estudio es resistente al fuego, al contar con estrategias de adaptación, como la corteza gruesa, lo que permitirá establecer programas de inducción del fuego prescrito de baja intensidad, con objetivos ecológicos y silvícolas en las áreas de regeneración.

Palabras clave: Efecto del fuego, incendio forestal, quema prescrita, tolerancia al fuego, resistencia al fuego.

SUMMARY

The effect of fire on forest vegetation at the ejido Santo Tomás, Singuilucan, Hidalgo state was studied. The one hand the effect of fire met on the establishment of natural regeneration of *Pinus montezumae*, also analyzing the dynamics of regeneration over time; nine, twenty and twenty-seven months of prescribed burning for thirty, forty two forty-eight months wildfire, also considering an unburned control area. Litter thickness was measured in the first measurement after the passage of fire regeneration, finding that it represents an obstacle to the establishment of regeneration, having a significant negative relationship (-0.648) ($p \leq 0.01$) through Pearson , which he showed that decreases as the thickness of the litter, regeneration density increases, and vice versa. Through multiple comparison of Tukey, with mean values of regeneration, statistically significant differences ($P \leq 0.01$) was found between treatments; regeneration results obtained in September 2011 (first evaluation) showed densities of 492,625 saplings per ha⁻¹ in wildfire, 402,875 in prescribed burning; and the control area was found 12,375 seedlings per ha⁻¹. A year later, the densities decreased by 50.9%, 76.7% and 97.1% respectively in treatments. For the third assessment found in the forest fire 160,000; 84,643 prescribed burning and witness 0 shoots by ha⁻¹. From this perspective, one can assume that the fire helps reduce the thick layer of litter and ensure that the seed reaches mineral soil and germinate without difficulty, contrary to the surface without burning.

Was also evaluated at 14 sites of 500 m² per treatment (forest fires and prescribed burning), heat tolerance and *Arbutus xalapensis*, *Alnus arguta*,

expressed in resprouting and mortality probabilities. Were no significant differences between the number of trees killed by ha⁻¹; prescribed burning had 1.4 trees killed of *Alnus arguta* and 4.3 in forest fire, while for *Arbutus xalapensis* in forest fire died 58.6 trees and only 7.1 in prescribed burn. Through logistic regression was determined that as the diameter and height of the trees are smaller, the probability that regrowth is greater in prescribed burn; while in the forest fire it is likely to die, considering the conditions of heat intensity, which is calculated 150 times higher in the prescribed burning in forest fire. The parameters obtained indicate that the study species are fire tolerant of low intensity, to propitiate the resurgence and lower tree mortality, while high intensities, it is the opposite.

The fire resistance was evaluated in saplings of *Pinus montezumae*, in two stages, post-fire and unburned witness. 132 trees were evaluated in the forest fire area and 120 in the control area, considering all the existing diameter categories (5 cm to 40 cm) in both treatments. For each individual information normal diameter, total height, bark thickness, height scar fire, electrical resistance and survival (alive or dead) was taken. Through logistic regression is determined with significance ($p \leq 0.01$) that as the normal diameter and thickness of bark are lower, it is more likely that trees die in the forest fire, while the electrical resistance is variable otherwise, where with higher electrical resistance values, it is more likely that the trees die. These variables are interrelated, according to Pearson correlation as to greater heights and diameters, also increases the thickness of crust, but decreases the electrical resistance, therefore there is greater resistance to fire. The comparison test of Tukey ($\alpha = 0.05$) indicates that there are no significant

differences between treatments with the variables of normal diameter, height and thickness of bark, but with regard to electrical resistance. For more perspective on the effects of fire on trees assessed, a heat intensity of 711.84 kW / m⁻¹ was estimated, indicating the kind of study is fire resistant, to have adaptation strategies, such as bark thick, which will establish induction programs low-intensity prescribed fire, with ecological and silvicultural objectives in the areas of regeneration.

Keywords: Effect of fire, forest fire, prescribed burning, fire tolerance, fire resistance.

INTRODUCCIÓN

El fuego es una de las perturbaciones más importantes a las que están sometidos los ecosistemas terrestres del mundo (Bond *et al.*, 2005); actúa sobre diferentes elementos que componen dichos sistemas, pero lo hace de forma especial sobre la vegetación, ya que destruye en parte o totalmente la biomasa de las plantas a su paso, cumpliendo a su vez una función vital en el mantenimiento de muchos ecosistemas y de las comunidades que dependen de ellos (TNC, 2007). Si bien el fuego puede ser un factor que afecta los ecosistemas forestales, la investigación ecológica ha demostrado que el fuego, originado ya sea por causas naturales como tormentas eléctricas, o humanas como las quemas agrícolas, es y ha sido un proceso ecológico que ha estado presente en la dinámica de los ecosistemas forestales y su ambiente evolutivo a través del tiempo.

El fuego es así un factor ecológico esencial en la distribución de los biomas de la Tierra, funcionando como un gran herbívoro (Bond y Keeley, 2005). A escala humana y regional los efectos de los incendios son heterogéneos y a veces catastróficos. No obstante, incluso dentro de una misma zona, según la litología, régimen de precipitación, orientación o usos del suelo, los efectos serán variados y contrastados (Neary *et al.*, 1999). Sin embargo, a partir de un enfoque de manejo integrado del fuego, se pretende incluir las realidades socioculturales y las exigencias ecológicas, con lo cual se pueda hablar de implementación de técnicas y acciones para prevenir, mantener, controlar o usar el fuego dentro de cualquier paisaje dado (Myers, 2006). El manejo del

fuego va más allá de prevenir y combatir incendios forestales. Por tanto, investigar la ecología del fuego, los impactos de los incendios y la ciencia del fuego es importante, como la que demuestra que la regeneración de pinos es favorecida por el fuego; entre las que destacan Platt *et al.* (1998) para *Pinus palustris* en Norteamérica; Bonilla *et al.* (2009) para *Pinus tropicalis* en Pinar del Río; De las Heras *et al.* (2011) para *Pinus halepensis* en la Península Ibérica y Hancock *et al.* (2009) para *Pinus silvestris* en Escocia; o la que describe la resistencia al fuego en coníferas, destacando a Fernandes *et al.* (2012) en plantaciones de *Pinus nigra* en la Cuenca del Mediterráneo; así como Paysen *et al.* (2006) en rodales de *Pinus caribaea* en el Norte de Nicaragua.

Bará *et al.* (1992) utilizaron la conductividad eléctrica para evaluar el daño por el fuego en *Pinus radiata*, y Bara (1993) confirmó la utilidad del método en zonas quemadas y no quemadas de 8 años de edad de *Pinus pinaster*, prediciendo la supervivencia o la mortalidad con más del 90% de precisión. Sin embargo, en México son muy escasos este tipo de trabajos, y *Pinus montezumae* Lamb., no ha sido investigado desde esta perspectiva.

Así, es necesario aplicar este nuevo conocimiento en el manejo de los suelos, usando fuego prescrito en la administración de ecosistemas para conservarlos, restaurarlos o volverlos productivos, educar a los usuarios del fuego y a la opinión pública (Rodríguez-Trejo *et al.*, 2002).

Los estudios realizados en bosques dominados por el género *Pinus*, indican que los incendios forestales son comunes en este tipo de bosques, los cuales se mantienen bajo un régimen de incendios frecuentes, están compuestos por especies adaptadas o resistentes al fuego, y se regeneran bien en áreas

quemadas (Heyerdahl y Alvarado, 2003; Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; Jardel *et al.*, 2004; Rodríguez-Trejo *et al.*, 2004), por lo que al mantenerse un régimen de fuego adecuado, se puede contribuir de manera positiva, al ser compatible con las adaptaciones de las especies y los procesos naturales (Brown *et al.*, 2000). Dichas adaptaciones se presentan como estrategias a este fenómeno, las cuales son básicamente: La protección de los individuos adultos al fuego (resistencia), la capacidad de rebrote tras incendio (tolerancia) y la rápida regeneración por medio de semilla. Esta última estrategia está relacionada con el régimen de incendios recurrentes que se da en una zona, presentando caracteres adaptativos tales como: rotura de la dormancia de las semillas, frutos serótinicos con la dispersión de sus semillas tras incendio o el favorecimiento de la germinación (Keeley *et al.*, 2011), por la escarificación debido al calentamiento, humo y cambios en pH y la mejora en el desarrollo de plántulas por aumento en disponibilidad de nutrientes o la variación del potencial hídrico (Broncano *et al.*, 1998). *Pinus montezumae* es reconocido como una especie con adaptaciones al fuego, tales como regeneración en áreas quemadas, cespitosidad, corteza gruesa, autopoda, cierta capacidad de rebrotación cuando juvenil, recupera parte de la copa afectada por el fuego y puede crecer con rapidez después de dejar la cespitosidad (Rodríguez y Fulé, 2003). Sin embargo, estas adaptaciones casi no han sido exploradas cuantitativamente.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar los efectos del fuego en un bosque de *Pinus montezumae*, a través del establecimiento de regeneración natural, tolerancia y resistencia al fuego expresada en probabilidad de rebrote y mortalidad en latifoliadas y brinzales de *Pinus montezumae*, posterior a la ocurrencia de incendios forestales y a la aplicación de una quema prescrita, para describir los beneficios y las afectaciones que sufre el ecosistema forestal después del paso del fuego.

Objetivos específicos

1. Evaluar el efecto del fuego en el establecimiento de la regeneración natural de *Pinus montezumae*, además de evaluar la dinámica de la regeneración establecida a través del tiempo.
2. Evaluar el efecto de la reducción del material combustible presente en el área de estudio, antes y después del fuego, sobre el establecimiento de la regeneración natural de *Pinus montezumae*.
3. Evaluar la resistencia al fuego de latizales de *Pinus montezumae*, expresada como probabilidad de mortalidad, a través de análisis de regresión logística y de correlación y pruebas de comparación de medias.
4. Identificar la tolerancia al fuego de algunas especies latifoliadas, expresada en la capacidad de rebrote y mortalidad, a través de análisis de regresión logística y pruebas de comparación de medias.

5. Estimar la intensidad calorífica generada en los distintos tratamientos a través del modelo de Byram, para evaluar su relación con la sobrevivencia y mortalidad del arbolado.

ANTECEDENTES

Las perturbaciones son un factor crucial en la creación y mantenimiento de la biodiversidad, debido a que actúan como una fuerza evolutiva que provoca la adaptación de las especies (Darwin, 1859). El fuego ha sido una de las perturbaciones que ha tenido un importante papel en los procesos que gestionan el Sistema Tierra. La abundancia de carbones en los sedimentos demuestra que el fuego ha actuado desde hace 400 millones de años (principios del Devónico) cambiando su frecuencia e intensidad según los niveles de oxígeno atmosférico y el clima. Como componente del sistema terrestre, el fuego ha influido en la composición de los gases de la atmósfera, el clima, la biota, las geformas, el transporte de materiales y las tasas de sedimentación (Scott, 2000; 2009). La configuración de ecosistemas como los bosques boreales de coníferas, praderas, sabanas y bosques mediterráneos, es debida principalmente a la acción del fuego además de por motivos climáticos (Bond *et al.*, 2005; Bodí *et al.*, 2008). El fuego afecta a comunidades y especies vegetales, por ser combustibles susceptibles de arder, variando su efecto en función de la cantidad y calidad del vegetal, de la época de quema, del comportamiento del fuego y de las condiciones climáticas después del mismo (Gimingham y Smidt, 1983; Trabaud, 1987; Naveh, 1990); su recurrencia propicia un ecosistema distinto del esperado según la situación climática en la que se encuentra. En estas circunstancias de incendios reiterados, las especies con algún mecanismo de resistencia al fuego perduran y desarrollan para su propia supervivencia, dispositivos de reproducción y morfologías para resistir e

incluso favorecer los incendios con un régimen concreto de recurrencia (Pyne, 2001).

Algunas especies han desarrollado adaptaciones que les permiten sobrevivir al fuego en ambientes propensos a incendiarse, aunque la temperatura es letal para los tejidos vivos cuando alcanza valores de entre 43 y 59 °C (Plumb, 1980). Entre estas adaptaciones se citan algunas que pueden considerarse las más frecuentes, como la capacidad de rebrotar de cepa, la presencia de órganos subterráneos (por ejemplo, rizomas, bulbos y lignotubérculos), la aparición de corteza gruesa, y la liberación de semillas o la estimulación de su capacidad germinativa después del paso del fuego. De este modo, se distinguen dos grupos de plantas en función de los mecanismos de regeneración que presentan tras esta perturbación, las especies rebrotadoras y las germinadoras (Cuco, 1987).

Los incendios forestales son de gran importancia para muchas coníferas y latifoliadas, influenciando su regeneración, reproducción, competencia, nutrición, aclareo, saneamiento y sucesión (Spurr y Barnes, 1982; Mysterud y Mysterud, 1997).

El fuego en los ecosistemas forestales

En su evaluación mundial preliminar del fuego como una amenaza a la conservación, The Nature Conservancy identificó tres categorías amplias de respuestas de la vegetación al fuego: ***dependientes del fuego, sensibles al fuego e independientes del fuego*** (Hardesty *et al.*, 2005). Este informe se centró en el efecto predominante del fuego a nivel de bioma y de la ecorregión,

reconociendo que dentro de las ecorregiones puede haber una variedad de ecosistemas y hábitats cuyas respuestas difieren del efecto predominante (Myers, 2006).

Ecosistemas dependientes del fuego

Los ecosistemas dependientes del fuego son aquéllos donde el fuego es esencial y las especies han desarrollado adaptaciones para responder positivamente al fuego y para facilitar su propagación, es decir, la vegetación es inflamable y propensa al fuego. A menudo se los denomina ecosistemas adaptados al fuego o mantenidos por el fuego. En estas áreas, el fuego es un proceso absolutamente esencial. Si se quita el fuego, o si se altera el régimen de fuego más allá de su rango normal de variabilidad, el ecosistema se transforma en algo diferente, y se pierden hábitats y especies. Las especies individuales dentro de los ecosistemas dependientes del fuego han evolucionado en respuesta a características específicas del régimen del fuego, tales como frecuencia, intensidad y estación de quema, y a la variabilidad de estas características. Los tipos de regímenes de fuego varían mucho: desde incendios de superficie frecuentes, de baja intensidad, no letales o los caracterizados por fuegos de severidad mixta (es decir, que los efectos letales y no letales varían a lo largo del paisaje), hasta incendios relativamente infrecuentes, de alta severidad y letales o que reemplazan rodales y que frenan o reajustan la sucesión ecológica, creando una diversidad de hábitats en el tiempo y en el espacio a medida que la vegetación se recupera (Brown, 2000). En términos de área, aproximadamente el 46% de las ecorregiones prioritarias

del mundo está dominado por ecosistemas dependientes del fuego (Hardesty *et al.*, 2005), es decir, que necesitan quemarse bajo el régimen de fuego adecuado para poder persistir en el paisaje.

Ecosistemas sensibles al fuego

Los ecosistemas sensibles al fuego no se han desarrollado con el fuego como un proceso importante y recurrente. Las especies de estas áreas carecen de las adaptaciones para responder a los incendios, y la mortalidad es alta incluso cuando la intensidad del fuego es muy baja. La estructura y la composición de la vegetación tienden a inhibir la ignición y la propagación del fuego. En otras palabras, no son muy inflamables. Bajo condiciones naturales y sin perturbaciones, el fuego puede ser un evento tan raro que estos ecosistemas pueden ser considerados independientes del fuego. Los incendios se convierten en un problema sólo cuando las actividades humanas fragmentan estos ecosistemas, los combustibles se alteran y las igniciones aumentan. A medida que los incendios se vuelven frecuentes y extendidos, el ecosistema se desplaza hacia una vegetación más propensa al fuego. Los bosques tropicales se convierten en sabanas de pastos introducidos (D'Antonio, 1992; Cochrane, 2001; Cochrane y Laurance, 2002;) y los pastizales semiáridos se ven invadidos por pastos no nativos que crean un combustible continuo (McPherson, 1997). En términos de área, el 36% de las ecorregiones está dominado por ecosistemas sensibles al fuego (Hardesty *et al.*, 2005).

Ecosistemas independientes del fuego

Los ecosistemas independientes del fuego son aquéllos en los cuales el fuego juega un papel muy pequeño o nulo. Son demasiado fríos, húmedos o secos para quemarse.

El fuego se convierte en una amenaza solamente si hay cambios significativos en estos ecosistemas provocados por actividades del uso del suelo, especies invasoras o cambio climático. La evaluación preliminar del fuego como un tema de conservación, la cual se centró en 200 ecorregiones prioritarias a escala mundial (basadas en su valor de biodiversidad), identificó el 18%, en términos de área, como dominado por ecosistemas independientes del fuego (Hardesty *et al.*, 2005).

Efecto del fuego en el establecimiento de la regeneración

La regeneración natural se lleva a cabo en sitios donde las condiciones edafoclimáticas son adecuadas para desencadenar la germinación, y puedan establecerse las nuevas plántulas que ocuparán el lugar de los árboles al alcanzar su límite de vida (Vela *et al.*, 2007). Marroquín *et al.* (2007) refieren que en la restauración ecológica hay dos caminos para recuperar el orden histórico de la comunidad: a través de la regeneración natural cuando tome lugar, y a través de una rápida recolonización con semillas, plántulas o por otros medios.

En la regeneración de un bosque maduro, las mismas especies, al menos en promedio, están representadas en aproximadamente las mismas proporciones después de cada ciclo de regeneración (por ejemplo, después de que todos los

individuos presentes en un momento dado hayan sido reemplazados). Esta regeneración depende de multitud de factores bióticos y abióticos que influyen en las diferentes fases del ciclo de vida de las especies. Entre los factores bióticos más destacados se incluyen la disponibilidad de semillas (tanto por la existencia de bancos de semillas o de individuos parentales cercanos), las interacciones de las plantas con los dispersores, la depredación sobre semillas y plántulas, la incidencia de patógenos o la competencia inter e intraespecífica. Entre los factores abióticos más destacados están la variación espacial del régimen lumínico y de las características físicas y químicas del suelo. Todos estos factores limitan la supervivencia y el establecimiento de cada una de las fases de la regeneración, el llamado “reclutamiento” de individuos, lo que determina la entrada de nuevos individuos a la población (Méndez, 2010).

Sin embargo en condiciones de alta acumulación de material en descomposición y densa vegetación del sotobosque, se crean barreras que impiden la germinación en forma normal. Smith *et al.* (1997) mencionan que el fuego crea camas adecuadas para la repoblación de especies como la mayoría de los pinos, que se establecen más fácilmente sobre el suelo mineral.

La regeneración está estrechamente relacionada con la dinámica de perturbaciones, de modo que la ocurrencia de estas es fundamental para la persistencia de la especie y la comunidad (Wimberly y Spies, 2001; Zhu *et al.*, 2003; Peters *et al.*, 2005; Mori *et al.*, 2007; Arévalo y Fernández-Palacios, 2008; Outcalt, 2008). Por lo tanto, comprender cómo actúan estos parámetros que determinan la regeneración después de una perturbación ha sido durante mucho tiempo un objetivo esencial de investigación en ecología forestal

Las quemas prescritas facilitan las labores de plantación mediante la reducción de obstáculos, además se trata de obtener el efecto de fertilización por el enriquecimiento con los minerales de las cenizas, producto de la combustión (Ortega y Rodríguez, 2007).

Por otra parte, después de un incendio, cuando se inicia el proceso de regeneración, las semillas se exponen a muy distintas condiciones, entre ellas, la cantidad mayor o menor de ceniza dependiendo de la intensidad del fuego y del tipo y la cantidad de combustible. La ceniza puede influir en el proceso de germinación y en el desarrollo posterior de las semillas. Muchos autores han observado, en distintos ambientes, la abundancia de semillas después del fuego y su crecimiento, concluyendo que es mayor en áreas quemadas que en áreas no quemadas. Argumentan que este fenómeno puede deberse a la ceniza producida durante el fuego, ya que puede favorecer la liberación de gran cantidad de nutrientes necesarios para las plantas (Reyes, 1996).

La intensidad del fuego es otro factor fundamental para el establecimiento de la regeneración. En *Pinus sylvestris*, el empleo de un fuego prescrito que se propague a alta velocidad (tiempo de residencia igual a un minuto) no tiene prácticamente ningún efecto sobre la probabilidad de germinación, por lo que esta especie se beneficiará de esta intervención (Núñez *et al.*, 2001). Sin embargo, un fuego prescrito con un tiempo de residencia alto (10 minutos o más) daña la capacidad de germinación de las semillas de pino silvestre cuando la temperatura es superior a los 90 °C, favoreciendo por tanto a las especies de matorral competidores (Núñez y Calvo, 1999).

Otros autores encontraron los siguientes comportamientos: Trabaud y Oustric (1989) en estudios realizados con semillas de *Pinus halepensis*, observaron que las altas temperaturas disminuían la germinación con respecto al Control; lo mismo ocurría con *Pinus contorta* (Knapp y Anderson, 1980). Por otro lado, las probabilidades de germinación también han sido objeto de estudio. Según Núñez *et al.*, (2001), la mayor probabilidad de germinación en *Pinus sylvestris* se producía a bajas temperaturas cuando el tiempo de exposición era pequeño. Si bien el fuego puede ser un factor de degradación, es también una herramienta ampliamente utilizada en la agricultura y la silvicultura, y la investigación ecológica ha demostrado que los incendios han sido parte de la dinámica de los ecosistemas forestales y del ambiente evolutivo de su biota (Rodríguez, 1996; Jardel *et al.*, 2004; Bonilla *et al.*, 2009).

Por tanto, es necesario el uso de quemas prescritas, con técnicas que maximicen los impactos positivos, como el reciclaje de la materia orgánica para favorecer la disponibilidad de nutrientes, regeneración, reducción de peligro de incendios más intensos, hábitat adecuado para fauna, heterogeneidad para favorecer la diversidad, y los usos silvícolas, de conservación y tradicionales. Además, minimizar los impactos negativos, como mortalidad de árboles y fauna, deforestación, erosión y contaminación (Rodríguez, 1996. González y Rodríguez, 2004).

Resistencia al fuego

La resistencia al fuego representa distintas estrategias de adaptación para las especies en ecosistemas dependientes. Implica la presencia de características

que aumentan la probabilidad de una planta para sobrevivir al calor de las llamas; un ejemplo común es el grosor de corteza resistente al fuego, que protege al cambium vascular en especies de pino y de varias especies de roble, (Whelan, 1997), éste ha sido ampliamente empleado entre las variables morfológicas para dar cuenta de la resistencia al fuego (Peterson y Ryan, 1986; Pausas, 1997; Rigolot, 2004), ya que las pequeñas diferencias en el grosor de la corteza, producen grandes diferencias en la resistencia al fuego (Bond y Van Wilgen, 1996; Moreira *et al.*, 2007.)

El fuego ha llevado a los pinares a ser uno de los ecosistemas más adaptados a los incendios forestales, cuyas especies presentan diversas estrategias vegetativas y sexuales en respuesta a la intensidad y frecuencia de los incendios forestales en su hábitat (Keeley y Zedler, 1998). Agee (1998) clasificó las adaptaciones del género *Pinus* al fuego en función del régimen de incendios, su intensidad y su extensión, aunque una misma especie puede estar presente en zonas con regímenes diferentes. Este autor diferencia entre:

– **Pinos de régimen de incendios de baja intensidad:** son pinos típicamente resistentes al fuego. Poseen aislamiento de los tejidos internos mediante una corteza gruesa en el tronco y ramas, así como acículas relativamente gruesas, lo que permite a los individuos sobrevivir al fuego. Su estructura de copa y la presencia de fenómenos de autoaclareo evitan que el fuego pueda alcanzar la copa.

– **Pinos de régimen de incendios de elevada intensidad:** en estos fuegos se produce una mortalidad generalizada. Los pinos bajo estos regímenes de incendios se clasifican o bien como “evasores” (*evaders*), que poseen un banco

de semillas aéreo dentro de piñas serótinas que se abren tras el incendio resultando en un desarrollo masivo de plántulas, o pinos “tolerantes” (*endurers*) que se regeneran vegetativamente tras el incendio.

- **Pinos con régimen de incendios moderado o intermedio:** en estos regímenes de incendios aparecen combinaciones de las diferentes estrategias.

Tolerancia al fuego

Se considera tolerancia al fuego, a la capacidad de recuperación mediante rebrotación, del tejido destruido o muerto por las llamas (Whelan, 1997). En cuanto a sus estrategias de regeneración, habitualmente las especies arbustivas son clasificadas como rebrotadoras o no rebrotadoras en función de su capacidad de supervivencia a perturbaciones severas en su parte aérea, como son los incendios forestales, la roza o una intensa actividad herbívora (Trabaud, 1987a, 1987b; Vesik *et al.*, 2004).

La capacidad de rebrote, es una de las características de adaptación de la vegetación después del paso del fuego (DeBano *et al.*, 1998). Esta capacidad difiere entre especies, y algunas se consideran más flexibles que otras al regenerarse ya sea por semilla o por rebrote (Johnson *et al.*, 2009). El fuego elimina el follaje que produce auxinas, las cuales inhiben el desarrollo de brotes adicionales. El tejido en la base del tronco que está dañado por el fuego, desarrolla nuevas yemas latentes, que sin la presencia de auxinas y con la presencia de citocininas que se producen en la raíz, estimula nuevos brotes; con el tiempo, el árbol se recupera y produce auxinas suficientes para inhibir el rebrote nuevamente (Bidwell, 1993)

Muchos individuos, rebrotan a partir de estructuras aparentemente calcinadas o de otras protegidas por el suelo, lo que facilita la rápida recuperación de la comunidad; así muchas plantas leñosas rebrotan a partir de estructuras subterráneas como bulbos, rizomas, cuellos de la raíz, cepas o lignotubérculos (engrosamiento en la base del tallo), cuyas yemas durmientes se desarrollan cuando se eliminan sus partes aéreas por perturbación (Bond y Van Wilgen, 1996; DeBano *et al.*, 1998).

En los encinos, la pérdida de tallos ocasionada por fuego libera la latencia de las yemas que se encuentran bajo la corteza. Las yemas latentes, localizadas en las axilas de las ramillas, están conectadas a la parte interna del tronco, por lo que estas especies rebrotan fácilmente, ya sea a partir de las yemas de las ramas, si el incendio es ligero, o de las yemas localizadas en la unión entre la raíz y el tallo, cuando el incendio destruye la parte aérea (Kozlowski, 1971).

El fuego reduce el dosel y la densidad del sotobosque, lo que aumenta la cantidad de luz que llega al suelo y reduce la competencia (Johnson *et al.*, 2002). En estas condiciones las especies de hoja ancha como los encinos y ailes, se ven favorecidos, ya que poseen una corteza gruesa que aísla del calor a los tejidos vivos, y muestran una gran capacidad de rebrotar cuando se produce daño o muerte de la parte aérea.

Intensidad calorífica

La intensidad es una de las más importantes características de los regímenes de perturbación; esto es especialmente importante en el caso del fuego

(Malanson, 1984; Sousa, 1984). Dos factores caracterizan la intensidad del fuego, el tiempo de exposición y la temperatura alcanzada.

La severidad del fuego daña considerablemente la parte aérea de los elementos vegetales, presentándose áreas abiertas, debido a la escasa cubierta vegetal de copas y por lo tanto, un incremento en la cantidad de la radiación solar. Esto contribuye a la colonización del piso forestal, trayendo consigo la alta diversidad y riqueza de especies (Canizales *et al.*, 2011).

Dependiendo de la intensidad del incendio, la diversidad de la vegetación se reduce o desaparece al propiciar la apertura de espacios que son ocupados posteriormente por los árboles (Gray y Spies, 1997).

Combustibles forestales

Los materiales combustibles influyen directamente en el comportamiento del fuego, por lo que constituye una variable de gran importancia para definir el peligro de incendios forestales. Con relación a su clasificación, y considerando el lugar que éstos ocupan dentro del sitio, los combustibles pueden ser terrestres, superficiales y aéreos. Los combustibles aéreos, se constituyen por el material que se encuentra desde la punta de la copa hasta una altura de 1.30 m sobre la superficie del terreno, su importancia radica en las sustancias volátiles contenidas en las hojas que favorecen la propagación del fuego, así como el contenido de humedad (Muñoz, 2001). Los combustibles superficiales se clasifican en ligeros (diámetros menores a 7.5 cm) y pesados (diámetros mayores a 7.5 cm), los primeros ocasionan altas velocidades de propagación del fuego debido a que pierden humedad rápidamente, mientras que los

pesados requieren de largos periodos de humedad ambiental para estar disponibles, pero una vez encendidos producen mucho calor y arden por tiempos más largos.

METODOLOGÍA

Ubicación del área de estudio

El presente estudio se realizó en el Ejido Santo Tomás, el cual cuenta con una superficie de 1,101.322 ha. Se ubica dentro del Municipio de Singuilucan, Hidalgo (Figura 1). El predio se localiza al Sur-Este de Singuilucan, colinda al Sur-Oeste con la localidad Francisco I. Madero, entre los paralelos $19^{\circ} 52' 00''$ a $19^{\circ} 53' 55''$ N , y entre los meridianos $98^{\circ} 28' 09''$ a $98^{\circ} 31' 28''$ O.

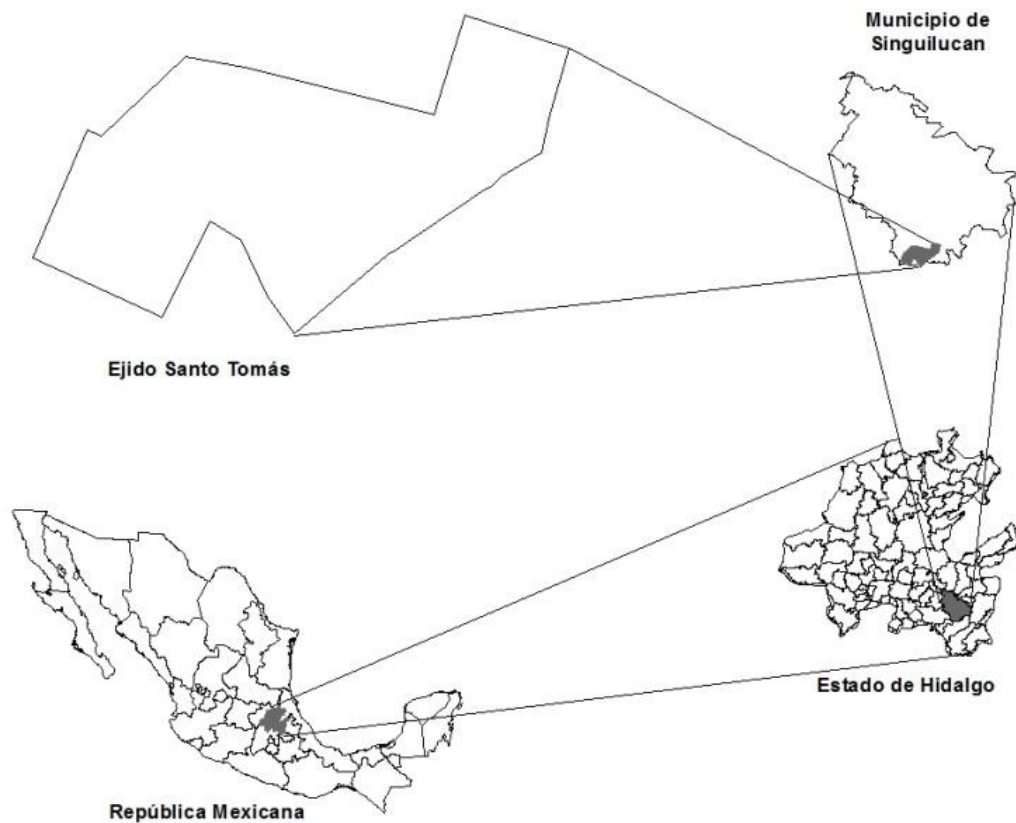


Figura 1. Localización de la zona de estudio (Ejido Santo Tomás, Singuilucan, Hidalgo).

Caracterización del área de estudio

Clima

Según la clasificación climática de Köppen modificada por García-CONABIO (1998), el clima característico de esta región es C(w1), que corresponde a un templado subhúmedo, con temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C, presentando entre -3 °C y 18 °C el mes más frío, y el mes más caliente 22 °C. Precipitación media anual de 752.3 mm, el mes más seco de 40 mm; lluvias de verano con índice de precipitación entre 43.2 y 55 %, y 5 al 10.2 % de lluvias invernales del total anual.

Suelo

Con base a la clasificación de la FAO/UNESCO, los tipos de suelos existentes en el área de estudio son Feozem haplico (Hh), Regosol districo (Rd), Cambisol húmico (Bh) y litosol (I), característicos de suelo con textura media; el primero de los suelos es rico en materia orgánica y con superficie oscura, caso contrario con los tres restantes que presentan poco desarrollo, con una superficie clara y muy delgada (INEGI, 2011).

Vegetación

Según la clasificación de INEGI y su cartografía, la vegetación existente es Bosque pino-encino (INEGI, 2009). La composición de este tipo de vegetación está dividida por tres estratos; el estrato superior está formado por *Pinus montezumae*, *Pinus teocote* Schied ex Schltld., *Pinus rudis* Endl. y *Pinus pseudostrobus* Lindl., alcanzando en promedio 25 m de altura y 45 cm de diámetro; el estrato medio formado por *Quercus mexicana*, *Quercus rugosa*,

Alnus arguta y *Arbutus xalapensis*; y el estrato inferior corresponde a un sotobosque constituido principalmente por herbáceas y arbustivas en las que se encuentran *Baccharis conferta*, *Solidago velutina*, *Fragaria indica*, *Muhlenbergia macrorura* y *Senecio grandifolius* (Salinas et al., 2001).

Hidrología

El predio se ubica en la Región Hidrológica 26 del Río Pánuco, en la Cuenca D del Río Moctezuma, Subcuencas T y U del Río Tezontepec y Laguna Tochac y Laguna de Tecocomulco, respectivamente (CONAGUA-Subdirección, 2007).

Se evaluaron tres zonas de estudio atendiendo a los diferentes objetivos específicos planteados en el presente trabajo.

Evaluación del efecto del fuego en el establecimiento de la regeneración natural de *Pinus montezumae* y su dinámica a través del tiempo, (objetivos 1 y 2)

Descripción de los tratamientos

Las evaluaciones se llevaron a cabo en tres zonas con vegetación dominante de *Pinus montezumae*; una zona perturbada por un incendio forestal superficial (IF) que ocurrió en el mes de marzo del año 2009; otra zona donde se aplicó una quema prescrita (QP) de baja intensidad en diciembre de 2010; y una tercera zona sin quemar por lo menos en 27 años (Com. personal)¹, utilizada como testigo (T). Dichos tratamientos presentan condiciones similares en pendiente del terreno, densidad de arbolado en monte alto y altura sobre el nivel del mar, pero diferentes en densidad de arbustos en sotobosque, exposición y fecha de ocurrencia (cuadro 1).

¹ Alfonso Díaz Jiménez (2012) Ex Presidente del Comisariado Ejidal de Santo Tomás de 1982 - 1985, Zempoala, Hgo.

Cuadro 1. Características dasométricas y ambientales, en tratamientos de quema prescrita, incendio forestal y testigo, para evaluar regeneración natural.

Tratamiento	Densidad monte alto (árboles ha⁻¹)	Densidad sotobosque (arbustos ha⁻¹)	Pendiente (%)	Exposición	asnm (m)	Fecha de ocurrencia o realización
Quema						
Prescrita	108	110	6	N	3005	Dic.-2010
Incendio						
Forestal	99	27	9	NW	2990	Mar.-2009
Testigo sin quemar	108	117	6	N	3025	-----

Muestreo de la regeneración y hojarasca

Con la finalidad de tener la mayor representatividad en la distribución de la regeneración natural establecida después del paso del fuego en los tratamientos de quema prescrita e incendio forestal, así como en la superficie sin quemar, se realizó un muestreo sistemático con 56 parcelas permanentes de 1m² (Mostacedo y Fredericksen, 2000) en cada uno de los tratamientos, evaluando en tres épocas diferentes: primera evaluación en septiembre de 2011 (figura 2); segunda evaluación en septiembre de 2012 (figura 3) y tercera evaluación en marzo de 2013 (figura 4), para conocer las densidades de regeneración y su dinámica poblacional a través del tiempo.



Figura 2. Evaluación de regeneración natural de *Pinus montezumae*, septiembre de 2011.



Figura 3. Evaluación de regeneración natural de *Pinus montezumae*, septiembre de 2012.

Se contabilizó el número de individuos, excluyendo aquellos que por sus características físicas presentaron daños o condiciones decadentes como fragilidad y decoloración. Además se midió únicamente en la primera evaluación

el espesor de la hojarasca, considerando ésta como una variable que limita el establecimiento de la regeneración natural (figura 5).



Figura 4. Evaluación de regeneración natural de *Pinus montezumae*, marzo de 2013.

Para conocer bajo qué condiciones de radiación solar (radiación debajo del dosel, radiación directa, radiación total, cielo visible e índice de área foliar) se estableció la regeneración, se utilizaron fotografías hemisféricas obtenidas con una cámara digital con lente de ojo de pescado, analizando las imágenes con el programa HemiView V.2.1.

Es pertinente considerar que en los meses de enero y febrero de 2011, se dió una gran dispersión de semilla de la especie en estudio, dado que en la región se estableció lo que se considera como año semillero de esta especie.



Figura 5. Hojarasca abundante en zona testigo sin quemar.

Análisis estadístico

Los valores obtenidos en campo, se sometieron a un análisis de varianza con el procedimiento GLM, que tiene la característica de usarse en situaciones no balanceadas; el modelo utilizado fue:

$$Y_{ij} = \mu + T_i + \epsilon_{ij}$$

Donde: Y_{ij} = Valor observado en el j -ésimo sitio del i -ésimo tratamiento; μ = Promedio general; T_i = Efecto del i -ésimo tratamiento y ϵ_{ij} = Error experimental.

Para conocer cuáles de esos tratamientos presentaron diferencias estadísticas ($P \leq 0.05$) posterior al análisis de varianza se realizaron pruebas de comparación múltiple de Tukey para cada evaluación; con los valores promedio de las variables densidad de regeneración de la primera evaluación y espesor de hojarasca, se llevó a cabo un análisis de correlación simple de Pearson, para establecer la relación entre estas dos variables. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el paquete estadístico SAS (Statistical Analysis System) versión 9.00 para Windows.

Evaluación de la resistencia al fuego de latizales de *Pinus montezumae* (Objetivo 3)

Descripción del área de estudio

La evaluación se llevó a cabo en dos áreas de regeneración perturbadas por un incendio forestal superficial (IF) que ocurrió en el mes de marzo del año 2013, con vegetación de latizales de *Pinus montezumae* y *Pinus rudis*. El área presenta las siguientes características dasométricas y ambientales.

Cuadro 2. Características dasométricas y ambientales, en el área de incendio forestal para evaluar resistencia al fuego.

Densidad (árboles ha ⁻¹)	Diámetro	Altura	Altura de poda (m)	Pendiente (%)	Exposición	Asnm (m)
	normal promedio (cm)	promedio (m)				
1,150	18.3	8.9	2.4	14	NE	2,990

Estudio de campo

Se evaluaron 20 árboles por cada categoría diamétrica (5 a 30 cm); 11 para la categoría 35 cm y 1 para la categoría 40 cm, haciendo un total de 132 árboles valorados de manera aleatoria y sin repetición en la zona de incendio forestal, de los cuales se obtuvo información individual de diámetro normal con cinta diamétrica, altura total con ayuda de flexómetro y pistola Haga, altura de cicatriz del fuego con apoyo de flexómetro, grosor de corteza con medidor de corteza, resistencia eléctrica (RE) con el apoyo de Shigometer R 7950, y sobrevivencia de manera visual. La misma información, excluyendo la altura de cicatriz del fuego, fue levantada en una zona sin quemar, la cual fue considerada como

testigo (T), evaluando 20 árboles por categoría diamétrica en las categorías 5 a 30 cm, para un total de 120 árboles (figura 6).



Figura 6. Evaluación de latizales de *Pinus montezumae*, para determinar resistencia al fuego.

Análisis estadístico

Para determinar la probabilidad de mortalidad para la especie, se usó regresión logística, utilizando el diámetro normal, altura total, grosor de corteza, altura de la cicatriz de la llama y la resistencia eléctrica como variables independientes.

El modelo logístico utilizado (Hosmer y Lemeshow, 2000) fue:

$$P = 1 / (1 + e^{-(\alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n)})$$

Donde: P= probabilidad, e = 2.7182, α = intercepto, β_1 = constante asociada a la variable independiente X_1 , β_2 = constante asociada con variable independiente X_2 , y así sucesivamente.

Con los valores de las variables antes mencionadas, se estimó también una correlación simple de Pearson, para establecer la relación entre éstas, procesando por separado los datos de árboles vivos y árboles muertos.

De igual forma y exceptuando la variable de altura de la cicatriz del fuego, se estimó una prueba de comparación de medias de Tukey, con la intención de conocer si existen diferencias estadísticas con estas variables entre la zona de incendio y la zona testigo.

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el paquete estadístico SAS (Statistical Analysis System) versión 9.00 para microcomputadoras.

Para la interpretación visual de los datos de RE, se realizó un diagrama de densidad, considerando las frecuencias por categoría diamétrica en los dos tratamientos.

Además para obtener la intensidad calorífica, se estimó la longitud de la llama, a partir de la cicatriz del fuego en los fustes de los árboles, como una aproximación de ésta, la cual fue estimada a partir del modelo siguiente, propuesto por Alexander (1982), como Rodríguez (2002) refiere.

$$L = 0.0775 (I)^{0.46}$$

Donde: L=Longitud de la llama en m, I= Intensidad calorífica lineal en kW/m⁻¹.

Identificación de la tolerancia al fuego de *Alnus arguta* y *Arbutus xalapensis*, (objetivo 4).

Descripción del área de estudio

Las evaluaciones se llevaron a cabo en dos zonas, una perturbada por un incendio forestal superficial (IF) que ocurrió en el mes de marzo del año 2009 y otra donde se aplicó una quema prescrita (QP) de baja severidad e intensidad en diciembre de 2010 (cuadro 3), ambas con vegetación dominante de *Pinus*

montezumae en un estrato superior, y vegetación de árboles bajos de *Alnus arguta* y *Arbutus xalapensis* en un estrato medio.

Cuadro 3. Características del comportamiento del fuego para identificar tolerancia.

Tratamiento	Largo de llama estimado (m)	Velocidad de avance (m/min)
Quema prescrita	0.18	4
Incendio forestal	1.81	sin registro

Dichos tratamientos presentan condiciones similares en pendiente del terreno, densidad de arbolado en monte alto y altura sobre el nivel del mar, pero diferentes en densidad de arbustos en sotobosque, exposición y fecha de ocurrencia. (cuadro 4)

Cuadro 4. Características dasométricas y ambientales, en tratamientos de quema prescrita e incendio forestal, para identificar tolerancia al fuego.

Tratamiento	Densidad monte alto (árboles ha ⁻¹)	Densidad sotobosque (arbustos ha ⁻¹)	Pendiente (%)	Exposición	Asn m(m)	Fecha de ocurrencia o realización
Quema Prescrita (QP)	108	110	6	N	3005	dic-10
Incendio Forestal (IF)	99	27	9	NW	2990	mar-09

Estudio de campo

Las áreas se evaluaron mediante un muestreo sistemático, levantando 14 sitios de 500 m² por tratamiento; se consideró para el análisis de capacidad de rebrote (árbol con rebrotes si al menos había uno de ellos), y mortalidad el diámetro normal (cm), altura total (m) y número de rebrotes por cada individuo

inventariado. En la QP se analizaron 33 árboles de *Alnus arguta* (figura 7) y 76 de *Arbutus xalapensis* (figura 8), y en el IF 12 y 59 respectivamente, además de valorar su condición (vivo, muerto, con rebrote o sin éste) |al momento de realizar el inventario. También se midió la altura (m) de la cicatriz del fuego en los fustes de las coníferas, para estimar la intensidad calorífica.



Figura 7. Rebrote de *Alnus arguta* post-fuego en zona de quema prescrita.



Figura 8. Rebrote de *Arbutus xalapensis* post-fuego en zona de quema prescrita.

Análisis estadístico

Se utilizaron pruebas de t para comparar el número de rebrotes por árbol por especie, el porcentaje de árboles muertos por hectárea y la intensidad calorífica entre el área de QP e IF. Para determinar la probabilidad de rebrotación o de mortalidad para las especies, se usó regresión logística, utilizando el diámetro normal y la altura total como variables independientes. El modelo logístico utilizado (Hosmer y Lemeshow, 2000) fue:

$$P = 1/(1 + e^{-(\alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n)})$$

Donde: **P**= probabilidad, **e** = 2.7182, **α** = intercepto, **β_1** = constante asociada a la variable independiente **X1**, **β_2** = constante asociada con variable independiente **X2**, y así sucesivamente.

Para estimar la intensidad calorífica en la QP y en el IF, se estimó la longitud de la llama, a partir de la cicatriz del fuego en los fustes de los árboles, como una aproximación de ésta, la cual fue estimada a partir del modelo siguiente, propuesto por Alexander (1982), despejando como Rodríguez (2002) refiere.

$$L = 0.0775 (I)^{0.46}$$

Donde: **L**=Longitud de la llama en m, **I**= Intensidad calorífica lineal en kW m⁻¹.

Para todos los análisis estadísticos se utilizó el programa SAS (versión 9.0). para microcomputadoras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados de acuerdo a los objetivos específicos planteados en la presente tesis.

Efecto del fuego en el establecimiento de la regeneración natural de *Pinus montezumae* y su dinámica a través del tiempo (objetivos 1 y 2)

Espesor de hojarasca y establecimiento de la regeneración

El análisis de varianza mostró que para el espesor de hojarasca existen diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los tratamientos, se halló que el espesor de hojarasca en el IF y la QP son inferiores con un 81 % y 78 % respectivamente, en relación al T (100 %). Los tratamientos de quema prescrita e incendio forestal tuvieron el espesor de hojarasca inferior (2.1 y 2.4 cm, respectivamente) propicio para la germinación de las semillas, mientras que el área testigo tuvo hasta 11.0 cm promedio de espesor, como se muestra en la figura 9. El fuego remueve barreras físicas como zacates, arbustos, hojarasca y materiales leñosos, que dificultan el contacto de la semilla de *Pinus patula* (Vela, 1980) y *P. oocarpa* var. *ochoteranae* (Juárez y Rodríguez, 2003) y de pinos norteamericanos (Miller, 2000) con el suelo mineral; al respecto, Martínez (2006), utilizando quemas prescritas experimentales, logró una reducción de 66 % de hojarasca. Con los resultados obtenidos en el presente estudio, se observa que efectivamente el fuego remueve las barreras que impiden que la semilla de *Pinus montezumae* llegue a suelo mineral, facilitando con esto la germinación de la especie y su establecimiento en el piso forestal, confirmando

lo comentado por Pérez *et al.* (2010), quienes indican que de la espesura del mantillo depende que las semillas puedan llegar al suelo y germinar.

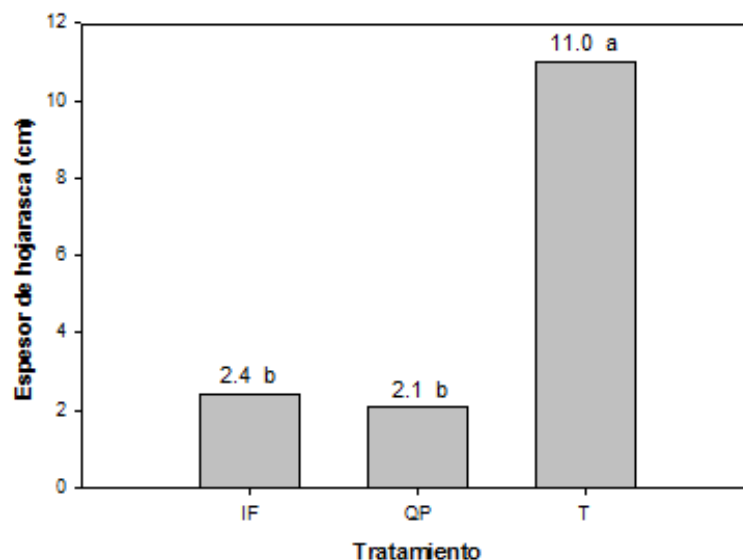


Figura 9. Espesor de hojarasca en quema prescrita (QP), incendio forestal (IF) y testigo (T). Letras distintas en las barras indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

Con los valores promedio de las variables de regeneración y espesor de hojarasca obtenidas en la primer evaluación, se realizó una correlación simple de Pearson, (cuadro 5), donde se encontró una correlación negativa altamente significativa ($r= -0.648$, $P\leq 0.001$), demostrando que a medida en que disminuye el espesor de la hojarasca, aumenta la densidad de regeneración natural, y viceversa.

Cuadro 5. Coeficientes de correlación de Pearson entre variables regeneración y espesor de hojarasca, para el establecimiento de la regeneración natural de *Pinus montezumae* en tratamientos de quema prescrita, incendio forestal y testigo.

Variables	Regeneración	Espesor de hojarasca
Regeneración	1.00000	-0.648* < 0.0001
Espesor de hojarasca	-0.6481* < 0.0001	1.00000

* Altamente significativo ($P \leq 0.01$)

Dinámica de la regeneración

El resultado de la comparación múltiple de Tukey en la primera evaluación realizada en septiembre de 2011 (a nueve meses de la quema y a treinta del incendio), indicó que existen diferencias estadísticas entre los tratamientos (figura 10). El área de incendio forestal no mostró diferencias con respecto al tratamiento de quema prescrita en la densidad de renovales; pero estos dos tratamientos tuvieron diferencias con respecto al área testigo.

En los resultados de la segunda evaluación en septiembre de 2012, el análisis de varianza presentó diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos en la cantidad de renovales por superficie (figura 11), mostrando una disminución de 250,485 plántulas ha^{-1} (50.85 %) en el incendio forestal; 308,946 renovales ha^{-1} (76.69 %) en la quema prescrita y 12,018 plántulas ha^{-1}

(97.12 %) en el área testigo, en relación con las existentes en la

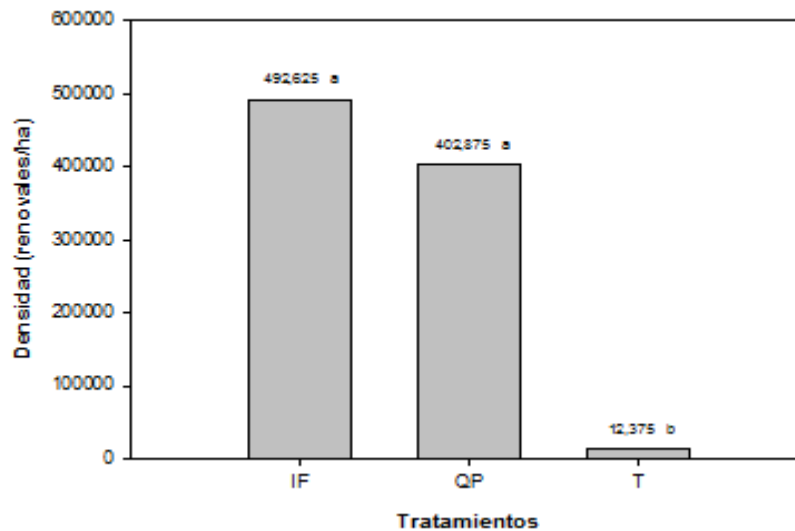


Figura 10. Densidad de regeneración de *Pinus montezumae* a 9 meses de la aplicación de quema prescrita, y a 30 meses del incendio. Letras distintas significan diferencias significativas ($\alpha=0.05$). IF= incendio forestal, QP= quema prescrita, T= testigo.

primera evaluación; dicha disminución en la zona testigo, entre la primera y segunda evaluación, se atribuye a que la raíz de la plántula nunca tuvo contacto con el suelo mineral, ya que su germinación se dio prácticamente en la hojarasca, perdiendo así la posibilidad de prosperar en la zona mineral del piso forestal. El ambiente posterior a la quema implica condiciones de humedad y temperatura más favorables para la regeneración (De Bano *et al.*, 1998), además que el fuego ayuda a la transformación de la materia orgánica en nutrientes asimilables y elimina temporalmente fitopatógenos que podrían afectar a la regeneración. Chandler *et al.* (1983), refieren que las cenizas contienen nutrientes disponibles en la superficie del suelo (como potasio, calcio,

magnesio y fósforo), con la posible excepción del nitrógeno, que favorecen el establecimiento y desarrollo inicial de la plántula.

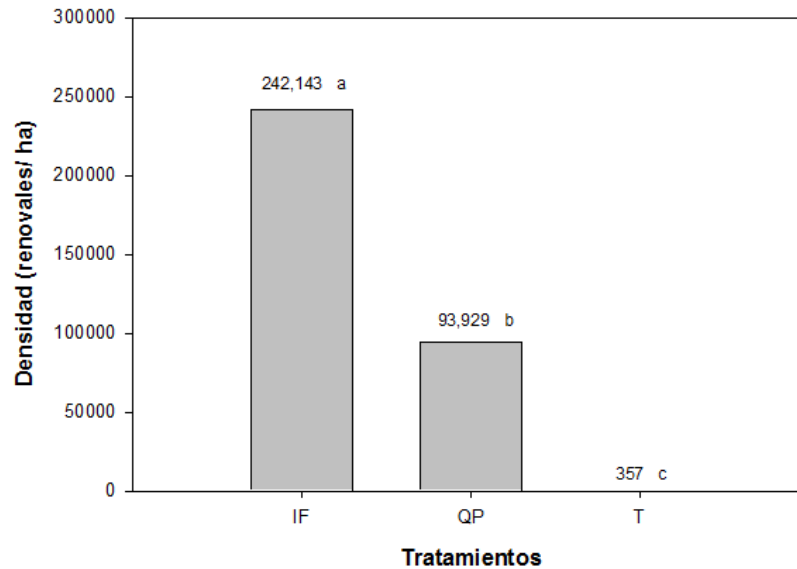


Figura 11. Densidad de regeneración de *Pinus montezumae* a 21 meses de la aplicación de quema prescrita, y a 42 meses del incendio. Letras distintas significan diferencias significativas ($\alpha=0.05$). IF= incendio forestal, QP= quema prescrita, T= testigo.

La tercera evaluación, a 27 meses de la quema y a 48 del incendio, mostró diferencias significativas entre los tratamientos (figura 12) exhibiendo las siguientes reducciones en la densidad, con respecto a la primer evaluación, 332,625 plántulas ha^{-1} (67.52 %) en el incendio forestal; 316,000 plántulas ha^{-1} (78.99 %) en la quema prescrita; y 12,000 plántulas ha^{-1} (100.00 %) en la zona testigo.

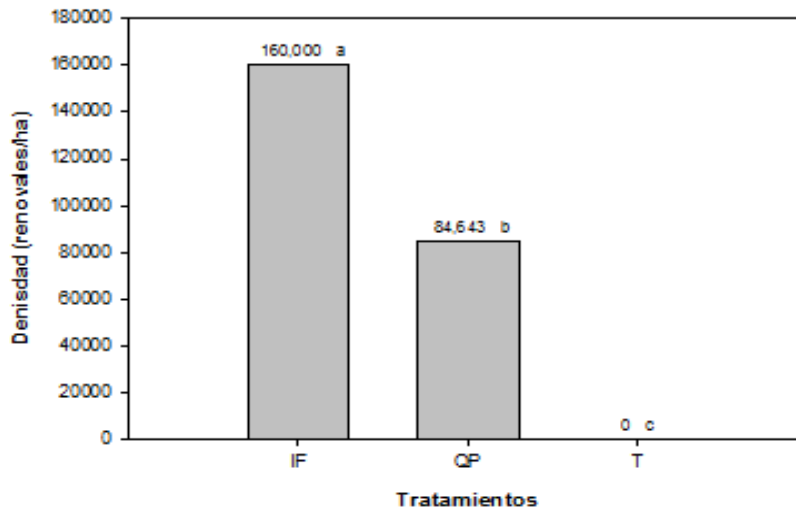


Figura 12. Densidad de regeneración de *Pinus montezumae* a 27 meses de la aplicación de quema prescrita, y a 48 meses del incendio. Letras distintas significan diferencias significativas ($\alpha=0.05$). IF= incendio forestal, QP= quema prescrita, T= testigo.

Juárez y Rodríguez (2004) hallaron que las áreas quemadas a alta severidad por incendios forestales, resultaron con mayor regeneración de *P. oocarpa* var. *ochoterenae*, que las áreas quemadas a baja severidad y el testigo, a 2 y 4 años de los siniestros. Aunque los resultados no son idénticos en el presente estudio y el anterior citado, sí evidencian que la remoción de obstáculos para las semillas mejora la regeneración.

La dinámica de la regeneración establecida posterior al año semillero, presentada a dos años y tres meses de la quema, y a cuatro años del incendio, muestra una disminución considerable de la densidad (figura 13). Para el caso de la quema, la disminución fue muy abrupta entre la primera y segunda evaluación (septiembre 2011 y septiembre 2012), decreciendo en menor proporción para la tercer evaluación (marzo 2013); mientras que en la zona de incendio, la disminución en la regeneración fue de igual forma mayor entre las

tres evaluaciones, atribuyendo este fenómeno a las fuertes heladas que se presentan en la región y a la protección que crea a su vez el sotobosque presente en los distintos tratamientos, el cual se encuentra en mayor densidad en la quema prescrita; al respecto Madrigal *et al.*, (2005) encontraron que la insolación, la competencia interespecífica y el área basal de los árboles semilleros fueron los factores determinantes para predecir la probabilidad de sobrevivencia del renuevo de *Pinus pinaster*, a 3 años de su establecimiento, donde la densidad del renuevo disminuyó en 57.2 %, 68.6 % y 77.6 % en el primer, segundo y tercer año respectivamente, con respecto al renuevo inicial que fue de 10,533 plántulas ha⁻¹.

Sin embargo, y considerando que los porcentajes de mortalidad del renuevo en el presente estudio son altos, las densidades actuales en las dos zonas sometidas al fuego, son aún elevadas, por lo que se considera que aún habrá una disminución importante respecto al número inicial de plántulas establecidas después de la semillación que le dio origen. También debe tenerse presente que de cientos de decenas de plántulas por hectárea, solamente llegan a arboles adultos unos cientos o, si acaso, pocos miles, debido al autoaclareo.

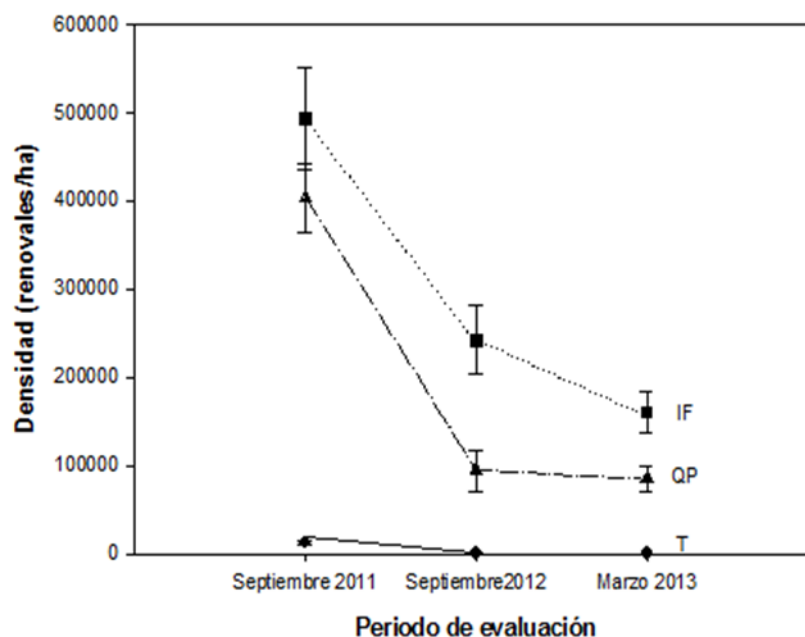


Figura 13. Dinámica de la regeneración natural de *Pinus montezumae*, incendio forestal (IF), quema prescrita (QP) y testigo (T). Las barras de error representan error estándar.

Tanto el establecimiento como la dinámica de la regeneración, se llevó a cabo bajo condiciones de radiación solar (cuadro 6) que pudieron afectar la permanencia o ausencia de la regeneración natural en la QP y en el IF.

Cuadro 6. Variables de radiación solar en tratamientos de quema prescrita e incendio forestal.

Indicador de radiación	Q P	I F
Radiación debajo del dosel ($\text{MJ m}^2 \text{ año}^{-1}$)	430.0	436.0
Radiación directa ($\text{MJ m}^2 \text{ año}^{-1}$)	1468.0	1881.0
Radiación total ($\text{MJ m}^2 \text{ año}^{-1}$)	1898.0	2317.0
Cielo visible (%)	29.3	28.7
Índice de área foliar ($\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$)	1.2	1.2

Resistencia al fuego en latizales de *Pinus montezumae* (Objetivo 3)

Con relación al diámetro normal, el modelo de regresión logística fue el siguiente, el cual se presenta gráficamente en la figura 14.

$$P = 1 / (1 + e^{-(0.0465 - 0.1514 \text{ DN})})$$

Para este modelo la intersección fue significativa ($P \leq 0.001$), así como el diámetro ($P \leq 0.0012$); con niveles de confianza al 95 % de 0.784 a 0.942 y; concordancia de 80.1 % y discordancia de 18.9 %.

La resistencia al fuego de los árboles, depende en gran medida de la presencia de rasgos morfológicos que protege tejidos críticos y en las reservas de alimentos para una recuperación exitosa (Whelan, 1995; DeBano *et al.*, 1998). Otros factores que pueden influir en la resistencia al calor son la edad, el diámetro y la altura del árbol (Plumb, 1980; Haggerty, 1991).

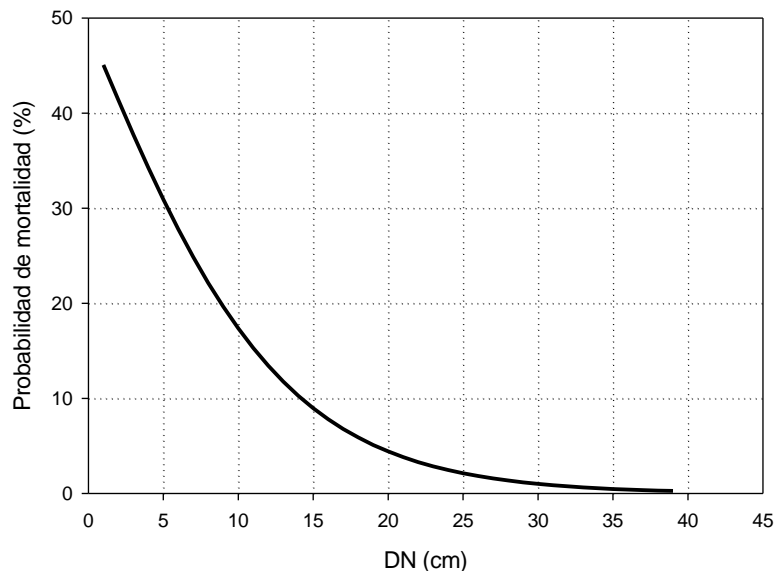


Figura 14. Probabilidad de mortalidad de *Pinus montezumae* con relación al diámetro normal.

Respecto al grosor de corteza, el modelo fue el siguiente, el cual se presenta gráficamente en la figura 15.

$$P = 1 / (1 + e^{- (0.2737 - 2.121.GC)})$$

Para este modelo la intersección fue significativa ($P \leq 0.001$), al igual que la variable grosor de corteza ($P \leq 0.0013$); con niveles de confianza al 95 % de 0.033 a 0.435 y; concordancia de 79.8 % y discordancia de 16.4.0 %.

Los tejidos importantes para la recuperación post-incendio pueden ser protegidos de las temperaturas letales de varias maneras; por ejemplo, en cambium y brotes del tallo pueden estar protegidos del calor radiante por una corteza gruesa (Whelan, 1995; DeBano *et al.*, 1998).

El tiempo necesario para que las células del cambium puedan alcanzar la temperatura letal, está en función tanto de espesor de la corteza, como de las propiedades térmicas de ésta, aunque el primero juega un papel más importante (Hare, 1965; Peterson y Ryan, 1986).

Con relación a la resistencia eléctrica, el modelo de regresión fue el siguiente, el cual se presenta gráficamente en la figura 16.

$P = 1 / (1 + e^{- (-4.244 - 0.0844 RE)})$ Para este modelo la intersección fue altamente significativa ($P \leq 0.001$), lo mismo que la resistencia eléctrica ($P \leq 0.003$); con niveles de confianza al 95 % de 0.990 a 1.140 y; concordancia de 70.5 % y discordancia de 28.3 %.

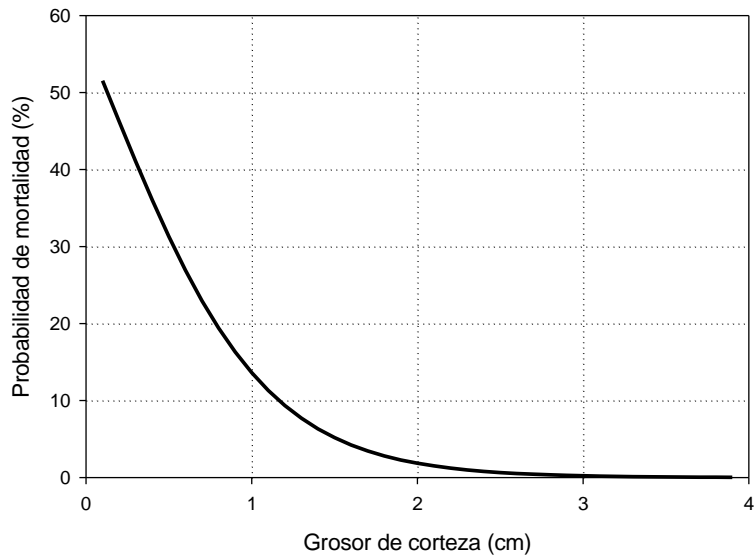


Figura 15. Probabilidad de mortalidad de *Pinus montezumae* con relación al grosor de corteza.

Como regla general, lecturas bajas indican baja resistencia eléctrica y están asociados generalmente con árboles sanos. La presencia de cantidades adecuadas de agua y los iones en el cambium, promueve una buena conductividad eléctrica y, por lo tanto, baja resistencia eléctrica (Shigo y Shortle, 1985).

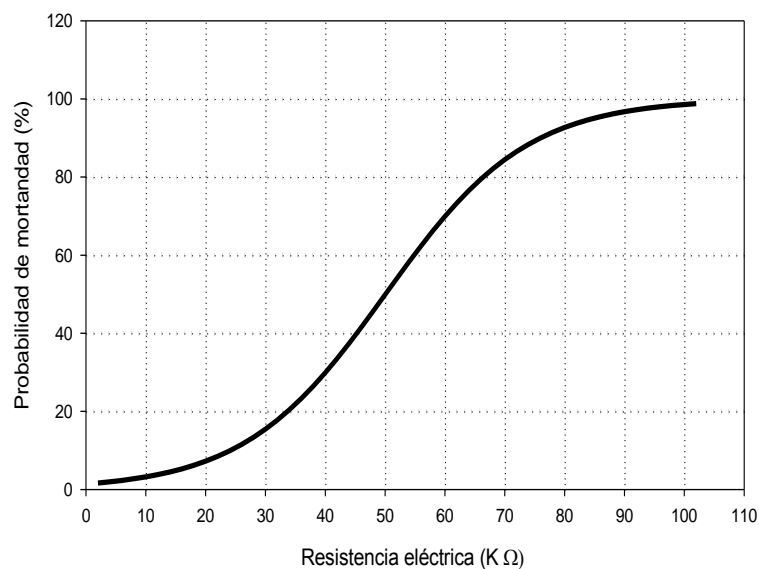


Figura 16. Probabilidad de mortalidad de *Pinus montezumae* con relación a la resistencia eléctrica.

Con los valores obtenidos en campo de las variables de diámetro normal, altura total, grosor de corteza, altura de cicatriz del fuego, y resistencia eléctrica, se obtuvo una correlación simple de Pearson (cuadro 7), donde se encontró correlación positiva significativa ($r= 0.8404$, $r=0.62028$, $P\leq 0.001$) entre el diámetro normal y la altura respectivamente, con el grosor de corteza, demostrando que a medida en que aumenta el diámetro y la altura del árbol, aumenta el grosor de la corteza, por consiguiente un mejor aislamiento de las temperaturas del fuego (Peterson y Ryan, 1986).

Se obtuvo también correlación positiva significativa ($r= 0.6976$, $P\leq 0.001$) entre el diámetro normal y la altura total, teniendo que a mayor altura del árbol se presenta mayor diámetro normal, coincidiendo con Klepac (1983), quien

menciona que el desarrollo de la altura media de la masa puede ser expresado en función del diámetro normal.

Cuadro 7. Correlación de Pearson entre variables evaluadas, para estimar resistencia al fuego.

Variables	1	2	3	4	5
1 Diámetro normal (cm)	1.00000	0.6976 *	0.82307 **	0.55411	-0.48815
2 Altura total (m)		1.00000	0.62028 *	0.18353	-0.25255
3 Grosor de corteza (cm)			1.00000	0.46911	-0.31861
4 Altura de cicatriz del fuego (m)				1.00000	-0.23233
5 Resistencia eléctrica (K Ω)					1.00000

**Altamente significativo ($P \leq 0.0001$)

También se encuentra una correlación negativa significativa (-0.48815, $P \leq 0.001$) entre el diámetro normal y la resistencia eléctrica, observando que, a medida en que aumenta el diámetro, disminuye la resistencia eléctrica, y viceversa.

En los árboles vivos, la albura es responsable de conducir la savia y sintetizar el almacenamiento de productos bioquímicos; y las células vivas de la albura son también los agentes de formación del duramen (Rowell, 2005). La resistencia eléctrica se ve afectada por el contenido de humedad de la madera, compuestos secundarios, la cantidad de iones, estructura celular, y otros factores (por ejemplo, la madera de reacción) (Shigo y Shigo 1974; Kubo y Ataka, 1998; Meerts, 2002; Rowell, 2005; Bieker y Rust, 2010).

La prueba de comparación de medias de Tukey, señala que no existen diferencias significativas entre tratamientos para las variables de diámetro normal, altura y grosor de corteza, pero sí con relación a la resistencia eléctrica ($\alpha=0.05$), (figura 17). Esta misma observación la presentan Paysen *et al.* (2006). Los resultados de la prueba de comparación de medias indican que las diferencias entre la zona quemada y la no quemada son altamente significativas.

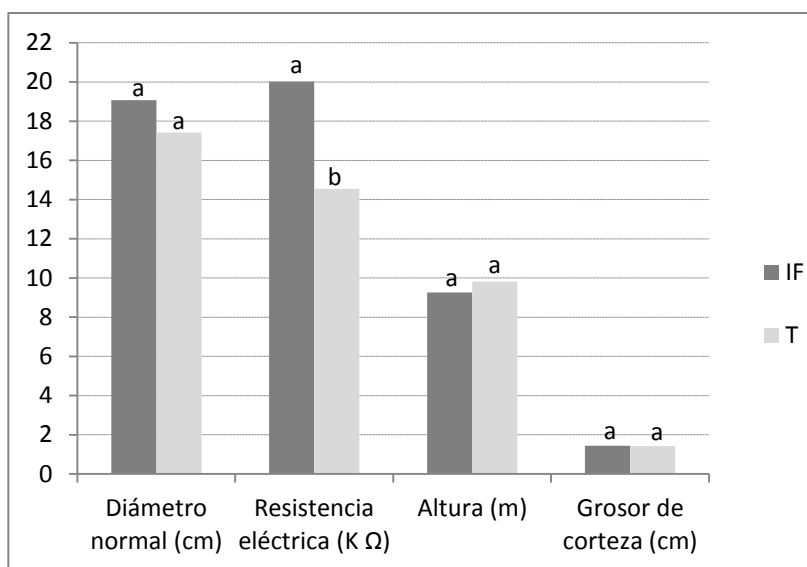


Figura 17. Comparación de medias de Tukey entre incendio forestal (IF) y testigo (T). Letras distintas en las barras indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

Los resultados de resistencia eléctrica se muestran en la figura 18, donde se aprecia claramente que ésta es muy diferente en las zonas de incendio y testigo

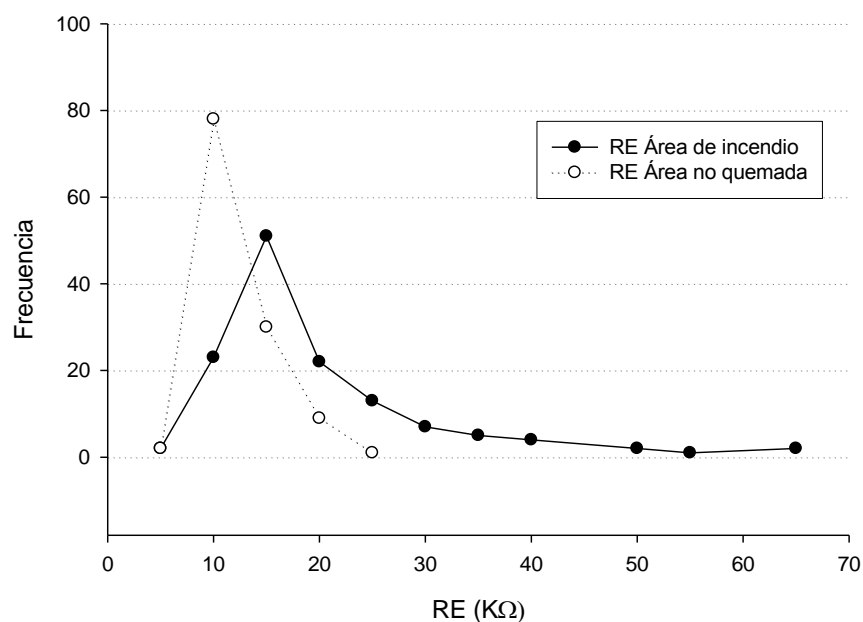


Figura 18. Diagrama de densidad, para lecturas de Resistencia Eléctrica en tratamiento de Incendio Forestal y Testigo.

Imprescindible mencionar que los resultados de mortalidad, de correlaciones y comparaciones anteriormente citadas, se dieron a partir de condiciones generadas por el fuego (cuadro 8), por lo que fue necesario conocer algunas de las cuantificaciones de su comportamiento.

Cuadro 8. Parámetros del comportamiento del fuego para determinar la resistencia al fuego.

Parámetros	Incendio
Intensidad calorífica I (Kcal m ⁻¹ . s ⁻¹)	711.84
Longitud mínima de la llama L (m)	1.59

Julio y Giroz (1975), en plantaciones de *Pinus sp* en Valdivia, Chile, realizaron quemas experimentales y obtuvieron variaciones en la intensidad del fuego entre 18 y 450 Kcal m⁻¹ s⁻¹; mientras que Batista (1995), en quemas controladas,

logró intensidades de fuego para plantaciones de *Pinus taeda* entre 2.88 y 25.22 Kcal m⁻¹ s⁻¹. Wade (1986); citado por De Ronde *et al.* (1990), describen niveles de (I) para auxiliar planes de quema prescrita como un límite de óptima variación de entre 17 y 60 Kcal/m⁻¹. s⁻¹, y el máximo 165 Kcal m⁻¹.s⁻¹. De acuerdo con lo anterior y considerando la intensidad estimada en el presente estudio, se puede asumir que éste fue un factor importante que definió la resistencia o mortalidad del arbolado.

Tolerancia al fuego de *Alnus arguta* y *Arbutus xalapensis*, (objetivo 4)

Capacidad de rebrote

El número de rebrotes por hectárea de *Alnus arguta* en la QP es 2.4 veces superior que en el IF. De la misma manera, la cantidad de rebrotes encontrada en *Arbutus xalapensis* en la QP es 4.5 veces mayor que en el IF (cuadro 9). Whelan (1995), Rodríguez (1996) y Miller (2000), mencionan que la renovación de la biomasa aérea arrasada por el fuego se lleva a cabo a través de reservas de carbohidratos en la raíz y yemas latentes, o a través de órganos subterráneos de propagación vegetativa.

Cuadro. 9. Número y condición de los árboles de los tratamientos.

Especie	Quema prescrita								Incendio forestal							
	Total árboles ha ⁻¹	Muertos		Vivos		Con rebrote		Rebrotos	Total árboles ha ⁻¹	Muertos		Vivos		Con rebrote		Rebrotos
		N ha ⁻¹	%	N ha ⁻¹	%	N ha ⁻¹	%	ha ⁻¹		N ha ⁻¹	%	N ha ⁻¹	%	N ha ⁻¹	%	ha ⁻¹
<i>Alnus arguta</i>	47	1.4	3.0	46	97.0	28	60.6	157	17	4.3	25.0	13	75.0	11	66.7	66
<i>Arbutus xalapensis</i>	101	7.1	6.6	94	93.0	64	63.0	490	84	58	69.5	26	30.5	26	30.5	108
Total	148	8.5		140		92		647	101	63		38		37		174

Por otra parte, Juárez *et al.* (2012), en un bosque de pino-encino, encontraron un mayor número y porcentaje de rebrotes de *Arbutus xalapensis* con 384.6 y 17.6 veces más respectivamente, en comparación con una zona sin quemar; al respecto López, (2005) refiere que los brotes epicórmicos se presentan como respuesta a daños por incendios, heladas, insectos, etc., corroborando dichas afirmaciones con lo observado en el presente estudio.

De acuerdo con las prueba t de comparación de medias para el número de rebrotes por árbol (cuadro 10), existen diferencias en la cantidad de rebrotes de *Arbutus xalapensis* con 3.5 rebrotes más en la QP que en el IF, no siendo así con *Alnus arguta*, con 0.2 rebrotes más por árbol en el IF que en la QP; sin embargo se puede apreciar que, a nivel general, existe un importante nivel de rebrotación de estas especies de hoja ancha tras el paso del fuego.

Al respecto Juárez *et al.* (2012), encontraron mayor número de rebrotes de *Quercus crtassifolia* en un área quemada, en comparación con un área sin quemar, siendo relevante la cantidad de rebrotes de madroño en la zona quemada, la cual fue 191 veces mayor que la zona sin quemar. Lo observado, tanto en la QP como en el IF del presente estudio, así como en la zona quemada del trabajo que se hace referencia, indica la tolerancia al fuego que tienen estas especies por su capacidad de rebrotación.

Cuadro 10. Rebrotos por árbol y por especie en los tratamientos.

Especie	Número de rebrotes por árbol		p (prueba t)
	Quema prescrita	Incendio forestal	
<i>Alnus arguta</i>	5.5	5.7	0.749
<i>Arbutus xalapensis</i>	7.7	4.2	0.035

Probabilidad de rebrotación

El diámetro normal (DN) (figura 19) y la altura total (HT) (figura 20), se relacionan con la probabilidad del resurgimiento de *Arbutus xalapensis* y *Alnus arguta* en la QP, de acuerdo a los análisis de regresión logística, utilizando los siguientes modelos, mismos que se muestran gráficamente. Para *Arbutus*:

$$P = 1 / (1 + e^{-(3.5959 - 0.6063 \text{ DN})})$$

$$P = 1 / (1 + e^{-(2.3751 - 0.4874 \text{ AT})})$$

Para *Alnus*:

$$P = 1 / (1 + e^{-(1.8465 - 0.1431 \text{ DN})})$$

$$P = 1 / (1 + e^{-(3.0258 - 0.4112 \text{ HT})})$$

Donde: $e = 2.7182$, DN= diámetro normal (cm), HT= altura total (m).

Para los modelos de *Arbutus*, las intersecciones fueron altamente significativas ($P \leq 0.0002$) y ($P \leq 0.0063$) al igual que sus variables diámetro normal y altura total ($P \leq 0.0010$) y ($P \leq 0.0380$); con niveles de confianza al 95 % de 0.380 a 0.782 y 0.388 a 0.973, concordancia de 77.6 % y 67.9 %, y discordancia de 15.8 % y 28.7 % respectivamente.

En los modelos de *Alnus*, las intersecciones fueron significativas ($P \leq 0.0144$) y ($P \leq 0.0084$) al igual que sus variables diámetro normal y altura total ($P \leq 0.0370$) y ($P \leq 0.0132$); con niveles de confianza al 95 % de 0.758 a 0.991 y 0.479 a 0.917, concordancia de 74.6 % y 75.8 %, y discordancia de 20.8 % y 20.0 % respectivamente.

Se aprecia que a medida que el DN y la HT son menores, la capacidad de rebrote es mayor y viceversa. Dichos resultados son similares a los reportados por Juárez *et al.* (2012) en Chignahuapan, Puebla, donde variables como la altura y el diámetro se relacionan con la probabilidad de rebrote, aunque en distintas especies. Candel *et al.* (1991), encontraron que el tamaño de la planta determina tanto el número y biomasa de rebrotes en *Arbutus undeo* posterior a tratamientos de fuego en la Cuenca del Mediterráneo.

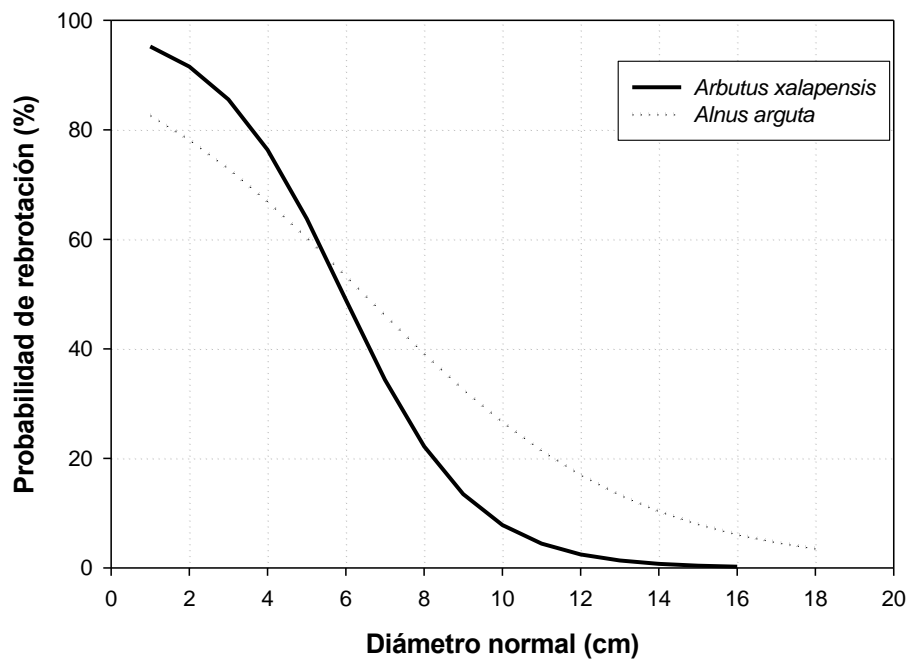


Figura 19. Probabilidad de rebrotación en dos especies de latifoliadas con relación al diámetro normal en QP.

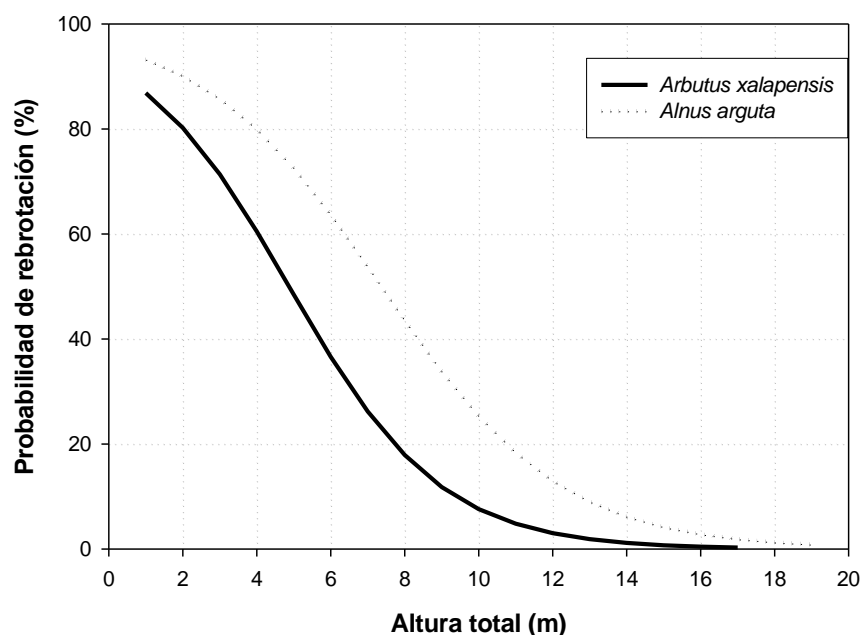


Figura 20. Probabilidad de rebrotación en dos especies de latifoliadas, con relación a la altura total en QP.

Por otra parte, en los bosques de las Yungas en el Noroeste de Argentina, Grau y Velben (2000) y Grau (2001), mencionan que incendios con intervalos de varias décadas favorecen la invasión de *Alnus acuminata* sobre los pastizales, generándose mayor nivel de rebrotación en individuos con diámetros inferiores a 20 cm.

Mortalidad

Existen diferencias estadísticamente significativas tanto en el número de árboles muertos (cuadro 11), como en el porcentaje de éstos (cuadro 12) por tratamiento, lo que indica la severidad del IF en relación con la QP; especialmente se muestra tal diferencia con la especie *Arbutus xalapensis*, la

cual mostró mayor mortalidad por hectárea en el IF con 50.9 árboles más que en la QP, lo que representa un 62.5 % adicional.

Cuadro 11. Número de árboles muertos por especie en tratamientos

Especie	Número de árboles muertos por ha		P (prueba t)
	Quema prescrita	Incendio forestal	
<i>Alnus arguta</i>	1.4	4.3	0.002
<i>Arbutus xalapensis</i>	7.1	58.3	< 0.0001

Cuadro 12. Porcentaje de árboles muertos por especie en tratamientos

Especie	Porcentaje de árboles muertos		P (prueba t)
	Quema prescrita	Incendio forestal	
<i>Alnus arguta</i>	3	25	0.046
<i>Arbutus xalapensis</i>	6.6	69.5	< 0.0001

Probabilidad de mortalidad

Fueron obtenidos los siguientes modelos logísticos en *Arbutus xalapensis* en incendio forestal (IF). Sus representaciones gráficas son presentadas en la figura 21.

$$P = 1 / (1 + e^{-(2.1343 - 1.2429 \text{ DN})})$$

$$P = 1 / (1 + e^{-(3.1987 - 2.3318 \text{ HT})})$$

Para estos modelos la intersección fue altamente significativa ($P \leq 0.0001$), al igual el diámetro normal y altura total ($P \leq 0.0001$); con niveles de confianza al 95 % de 0.152 a 0.547 y 0.032 a 0.293 y; concordancia de 95.9 % y 97.0 % y discordancia de 3.7 % y 2.8 % para las expresiones que incluyen DN y HT, respectivamente.

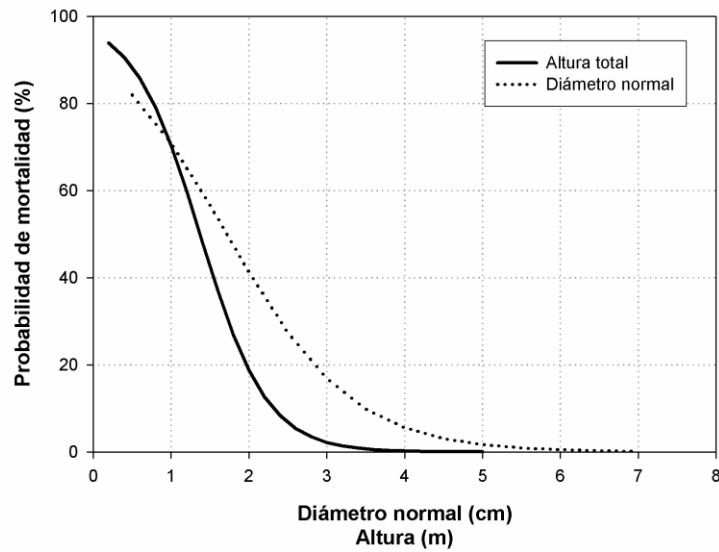


Figura 21. Probabilidad de mortalidad de *Arbutus xalapensis* con relación al diámetro normal y altura en incendio forestal

Los efectos destructores o renovadores del fuego, dependen de factores intrínsecos que definen el régimen del incendio (por ejemplo, frecuencia, intensidad y tamaño) y otros propios de las condiciones físicas y de la vegetación afectada (clima, geomorfología, topografía, suelos, composición florística y fenología) (Navarro *et al.*, 2008). Otros factores que pueden influir en la resistencia al calor son la edad, el diámetro y la altura del árbol (Plumb, 1980; Haggerty, 1991).

Intensidad calorífica

Existen diferencias significativas ($P \leq 0.01$) en la prueba t (cuadro 13) para la longitud de la llama (L) la cual resultó 10 veces mayor en IF que en QP. Consecuentemente la intensidad calorífica lineal (I) se reporta 150 veces mayor en IF que en QP.

Cuadro 13. Parámetros del comportamiento del fuego para determinar tolerancia al fuego de *Arbutus xalapensis* y *Alnus arguta*

Parámetros	Tratamientos		p (prueba t)
	Quema prescrita	Incendio forestal	
Intensidad calorífica I (Kcal m ⁻¹ s ⁻¹)	6.25	943.48	< 0.0001
Longitud de la llama L (m)	0.18	1.81	< 0.0001

Wade (1986), citado por De Ronde *et al.* (1990), describen niveles de (I) para auxiliar planes de quema prescrita como un límite de óptima variación de entre 17 y 60 Kcal m⁻¹ s⁻¹, y el máximo 165 Kcal m⁻¹.s⁻¹. Kauffman y Martin (1989) obtuvieron valores de intensidades muy variables, desde 3.32 Kcal m⁻¹ s⁻¹, hasta 36.33 kcal m⁻¹ s⁻¹ en bosques mixtos de coníferas, mientras que Burrows *et al.* (1989), en quemas experimentales en plantaciones de *Pinus radiata* en Australia, obtuvieron intensidades de fuego entre 4.78 y 144 Kcal m⁻¹ s⁻¹. De acuerdo a la información anterior y considerando la intensidad estimada en el presente estudio, se asume que éste fue un factor importante que definió el número y porcentaje de arbolado muerto en los tratamientos.

CONCLUSIONE

El fuego favoreció el establecimiento de la regeneración natural de *Pinus montezumae* en el área estudiada. Se demostró que el espesor de la hojarasca es un factor limitante en el establecimiento de la regeneración, evitando que la semilla tenga contacto con el suelo mineral y que la raíz llegue a él, sufriendo así un estrés hídrico y consecuentemente la muerte.

Las quemas prescritas representan una alternativa viable para los silvicultores y manejadores de ecosistemas que dependen del fuego, como es el caso del bosque de *Pinus montezumae*, logrando la renovación del bosque, considerando las altas densidades de renovales que se encuentran en la zona de quema, en comparación con la zona testigo.

Pinus montezumae es resistente al fuego, al contar con estrategias de adaptación como la corteza gruesa. Pero es susceptible al fuego cuando se encuentra en alturas y diámetros menores, excepto cuando juvenil con estado cespitoso.

La medición de resistencia eléctrica, resultó una alternativa viable y práctica para medir el vigor de los árboles residuales después del incendio, lo que permitió modelar la probabilidad de mortalidad; con lo que se pueden establecer programas de manejo del fuego, bajo condiciones dasométricas y ambientales similares a las del presente estudio, que busquen minimizar los impactos

negativos, al reducir la carga de combustibles y evitar así mayor mortalidad de arbolado de presentarse un incendio de mayor intensidad y severidad.

Arbutus xalapensis y *Alnus arguta* son tolerantes al fuego de baja intensidad, al generarse un mayor número de brotes epicórmicos, tanto por individuo como por hectárea.

La aplicación del fuego de baja intensidad asegura una mayor probabilidad de rebrote de individuos de diámetros y alturas menores.

La intensidad calorífica, influye en el número de árboles muertos por unidad de superficie, produce mayor mortalidad con intensidades caloríficas elevadas.

Desde el punto de vista ecológico-silvícola, los efectos del fuego de baja intensidad son poco severos y generan más beneficios que afectaciones. Contrario al fuego de alta intensidad, que resulta también de elevada severidad.

Los resultados del presente trabajo, contribuyen a justificar el uso del fuego prescrito a baja intensidad y severidad, con objetivos ecológicos y silvícolas en México.

RECOMENDACIONES

Debido a que el establecimiento de la regeneración se presentó posterior a un año semillero, se recomienda hacer uso del fuego a baja intensidad y severidad, con anticipación a este fenómeno de dispersión de semilla.

Paralelo al estudio de dinámica de la regeneración, se recomienda realizar investigación acerca de los factores que afectan la disminución de la misma.

De acuerdo a la resistencia que tiene *Pinus montezumae* al fuego, es recomendable realizar quemas prescritas de baja intensidad, en áreas de regeneración establecidas con diámetros normales mayores de 10 cm con diversos objetivos, entre los que destaca la reducción de material combustible.

La baja densidad de sotobosque en la zona de incendio, y la baja capacidad de rebrote se deben principalmente a la alta intensidad del fuego al ocurrir el incendio, por lo que se recomienda no realizar quemas prescritas de intensidad alta, para evitar estas y otras consecuencias como la erosión y la presencia de plagas, entre otras.

LITERATURA CITADA

- Agee, J. K. 1998. Fire and pine ecosystems. In Ecology and biogeography of *Pinus*. Edited by D.M. Richardson. Cambridge University Press, Cambridge, pp.193–218.
- Arévalo, J. R., and Fernández-Palacios, J. M. 2008. Natural Regeneration of *Pinus canariensis* Chr. Sm. Ex DC in Buch in Forest Plantations After Thinning. The Open Forest Science Journal 1:54-60.
- Bará, T. S. 1993. Métodos bioeléctricos para determinar el estado fisiológico de los árboles. Ponencias y comunicaciones del Congreso Forestal Español. Tomo I. Lourizán, Pontevedra, Galicia, España, 14–18 Jun.1993. pp. 219–224.
- Bará, T. S., Vega, J. A., y Alonso, M. 1992. Estudio de los daños producidos por el fuego en árboles, utilizando métodos dieléctricos. I. Pino Radiata. Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales 1:21–40.
- Batista, A. C. 1998. Modelos de estimativa de comportamento do fogo. ANAIS. 1º Seminario Sul – Americano sobre controle de incendios florestais e 5º reuniao técnica conjunta SIF/FUPEF/IPEF sobre controle de incendios florestais. Belo Horizonte pp. 231-251.
- Bidwell, R. G. S. 1993. Fisiología Vegetal. Primera Edición en Español. AGT Editor S. A. México. 784 p.

- Bieker, D., and Rust, S. 2010. Electric resistivity tomography shows radial variation of electrolytes in *Quercus robur*. *Canadian Journal of Forest Research* 40:1189–1193.
- Bodí, M. B., Doerr, S. H., Mataix-Solera, J., y Cerdà, A. 2008. El papel del fuego en los ecosistemas terrestres. V Congreso La investigación ante la sociedad del conocimiento. Sostenibilidad y Medio Ambiente. Escuela politécnica superior de Alcoi, Universidad Politécnica de Valencia. pp. 331-335.
- Bond, W. J., and Keeley, J. E. 2005. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20(7):387-394.
- Bond, W. J., and Van Wilgen, B. W. 1996. *Fire and plants*. Chapman y Hall. London. 263 p.
- Bond, W. J., Woodward, F. I., and Midgley, G. F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165: 525–538.
- Bonilla, V. M., Valdez, L., y Martínez, B. L. W. 2009. Regeneración natural de *Pinus tropicalis* Morlet y vegetación asociada después de un incendio. *Cerne* 15:(2) 215-220.
- Broncano, M. J., Riba, M., and Retana, J. 1998. Seed germination and seedling performance of two Mediterranean tree species, holm oak (*Quercus ilex* L.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.): a multifactor experimental approach. *Plan Ecology* 138(1):17-26.

- Brown, J. K., and Smith, J. K. 2000. Introduction and fire regimes. En: Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Flora. Brown, J.K. and Smith, J.K. (eds). General Technical Report RMRS GTR-42, Vol. 2. USDA-FS Rocky Mountain Research Station. pp. 1-8.
- Burrows, N. D., Woods, Y. C., Ward, B. G., and Robinson, A. D. 1989. Prescribed low intensity fire to kill wildings in *Pinus radiata* plantations in western Australia. Australian Forestry 52:(1) 45-52.
- Canadell, J., Lloret, F., and López-Soria, L. 1991. Resprouting vigour of two mediterranean shrub species after experimental fire treatments. Vegetatio 95: 119-126.
- Canizales, V. P. A., Jiménez, P. J., Alanís, R. E., Aguirre C. O. A., Alanís, F. G., y Meléndez, L. E. I. 2011. Análisis de la vegetación de sotobosque en áreas incendiadas de bosque mixto de *Quercus* – *Pinus* en la Sierra Madre Oriental, México. Ciencia UANL 14(3): 273 – 280.
- Chandler, C. P., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., and Williams, D. 1983. Fire in forestry. Vol. 2. Forest fire management and organization. John Wiley and Sons. New York. 298 p.
- Cochrane, M. A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in tropical forests. Conservation Biology 15:1515-1521.
- Cochrane, M. A., and Laurence, W. F. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonia forests. Journal of Tropical Ecology 18:311-325.
- CONAGUA-subdirección Técnica. 2007. Regiones Hidrológicas. Escala 1:250,000. México, D. F.

- Cuco, M. L. 1987. Mecanismos de regeneración. Cuadernos de ecología aplicada. Servicio del Medio Ambiente. Barcelona 10: 45-62.
- D'Antonio, C. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of ecology & Systematics* 23:63-87.
- Darwin, C. 1859. El origen de las especies. Planeta-Agostini, Barcelona. 637 p.
- De Las Heras, J., Sánchez, R. A., Tecles, H. E. J., Hedeo, J., y Moya, D. 2011. Restauración y manejo de pinares de pino carrasco tras incendio en el sureste de la Península Ibérica. *Boletín del CIDEU* 10:63 – 79.
- De Ronde, C., Goldammer, J. G., Wade, D. D., and Soares, R. V. 1990. Prescribed fire in industrial plantation. In: Goldammer, J. G. *Fire in the Tropical Biota. Ecosystem and global Challenges*. Berlin: Springer – Verlag. *Ecological Studies* 84: 216 – 272.
- DeBano, L. F., Neary, D. G., and Ffolliott, P. F. 1998. Fire's effects on ecosystems. John Wiley and Sons. New York. 333 p.
- Fernandes, M. P., Fernandes. M. M., and Loureino, C. 2012. Survival to prescribed fire of plantation-grown Corsican black pine in northern Portugal. *Annals of Forest Science* 69:813-820.
- García, E.- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. Climas (clasificación de Köppen, modificada por García). Escala 1:1,000,000.

- Gimingham, C. H., y De Smidt, J. T. 1983. Heaths as natural and semi-natural vegetation. In: Holzner, W.; Werger, M. J. A., Ikusima, I. (Eds.), Man's impact on vegetation. Dr. E. Junk Publishers, The Hague. pp.185-199.
- González, R. A., y Rodríguez, T. D. A. 2004. Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Distrito Federal, México. *Agrociencia* 38:537-544.
- Grau, H. R. 2001 Regional-scale spatial patterns of fire in relation to rainfall gradients in subtropical mountains of NW Argentina. *Global Ecology and Biogeography* 9:220-23.
- Grau, H. R., y Veblen, T. T. 2000. Rainfall variability, fire and vegetation dynamics in neotropical montane ecosystems in north-western Argentina. *Journal of Biogeography* 27: 1107-1121.
- Gray, A. N., and Spies, T.A. 1997. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. *Ecology* 78: 2458-2473.
- Haggerty, P. K. 1991. Fire effects in blue oak woodland and Hardwood Rangeland Management. USDA General Technical Report PSW 126. Pacific Southwest Research Station, Berkley pp. 342-344.
- Hancock, M. H., Summers R. W., Amphlett A., and Willi, J. 2009. Testing prescribed fire as a tool to promote scots pino *Pinus sylvestris* regeneration. *Eur J forest res.* 128:319 - 333.
- Hardesty, J., Myers, R. L., and Fulks, W. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* 22:78-87.

- Hare, R. C. 1965. Contribution of bark to fire resistance. *Journal of Forestry* 63(4): 248-251.
- Heyerdahl, E. K., and Alvarado, E. 2003. Influences of climate and land-use on historical surface fires in pine-oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico. In: Veblen, T. T., Baker, W. L., Montenegro, G., Swetnam, T. W (eds.) *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas*. New York. Springer- Verlag. pp. 126-217
- Hosmer, D. W., and Lemeshow, S. 2000. *Applied logistic regression*. (Wiley: New York).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2011. Principales suelos de México. URL:<http://mapaserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/datosgeogra/fisigeo/principa.cfm>. (Marzo de 2015).
- Jardel, E. J., Ezcurra, E., Cuevas-Guzmán, R., Santiago-Pérez A. L., y Cruz, P. C. 2004. Vegetación y patrones del paisaje. En: R. Cuevas-Guzmán y E.J. Jardel (Eds.) *Flora y Vegetación de la Estación Científica Las Joyas*. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal., México. pp. 81-135.
- Johnson, P.S., Shifley, S. R., and Roegers, R. 2002. *The Ecology and Silviculture of Oaks*. Nueva York, Cabi Publishing.
- Johnson, P. S., Shifley, S.R., and Rogers, R. 2009. *The ecology and silviculture of oaks*. 2nd Edition. Wallingford, UK: CABI Publishing, CAB International. 580 p.

- Juárez, B. J. E., Rodríguez, T. D. A., and Myers, R. L. 2012. Fire tolerance of three tree species in pine-oak forests of Chignahuapan, Puebla, Mexico. *International Journal of Wildland Fire* 21(7): 873-881.
- Juárez, M. A., y Rodríguez, T. D. A. 2003. Efecto de los Incendios Forestales en la Regeneración de *Pinus oocarpa* var. *ochoterenae*. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y el Ambiente* 9(2):125-130.
- Julio, G., y Giroz G. 1975. Notas sobre el comportamiento del fuego y su aplicación en el control de incendios forestales. *Bosque* 1:18-27.
- Kauffman, J. B., and Martin, R. E., 1989. Fire behavior, fuel consumption, and forest floor changes following prescribed understory fires in Sierra Nevada mixed conifer forest. *Can. J. For. Res.*, Ottawa 19: 455-462.
- Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., and Bradstock, R. A. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science* 16. Doi: 10.1016/j.tplants.2011.04.002.
- Keeley, J. E., and Zedler, P.H. 1998. Evolution of life histories in *Pinus*. In: Richardson, M. D. (ed.): *Ecology and Biogeography of pines*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 219-249.
- Klepac, D. 1983. Crecimiento e incremento de árboles y masas forestales. Segunda edición. Universidad Autónoma Capingo. Chapingo, México. 365 p.
- Knapp, A. K., and Anderson, J. E.; 1980. Effect of heat on germination of seeds from serotinous lodgepole pine cones. *Am Midl Nat* 104: 370-372.

- Kozlowski, T. T. 1971. Growth and Development of Trees. Vol. II. Academic Press, Nueva York. 192 p.
- Kubo, T., and Ataka, S. 1998. Blackening of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) heartwood in relation to metal content and moisture content. Journal of Wood Science 44: 137–141.
- López, R. G. F. 2005. Ecofisiología de árboles. Universidad autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. De México. 485 p
- Madrigal, J., Hernando, C., Martínez, E., Guijarro, M., y Díez, C. 2005. Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia. Invest Agrar: Sist Recur For 14(1): 36-51.
- Malanson, O. P. 1984. Intensity as a 3rd factor disturbance regime and its effects on species diversity *Oikos* 43:411-413.
- Marroquín, F. R. A., Jiménez, P. J., Garza, O. F., Aguirre, C. O., Estrada, C. E., y Bourguet, D. R. 2007. Regeneración natural de *Pinus pseudostrobus* en zonas degradadas por incendio. Ciencia UANL 10(1): 33-37.
- Martínez, B. L. W. 2006: Uso de quemas prescritas en bosques naturales de *Pinus tropicalis* Morelet en Pinar del Río. Tesis Doctoral. Pinar del Río. 117 p.
- McPherson, G. R. 1997. Ecology and Management of North American Savannas. The University of Arizona Press, Tucson, AZ, USA. 208 p.

- Meerts, P. 2002. Mineral nutrient concentrations in sapwood and heartwood: a literature review. *Annual of Forest Science* 59:713–722.
- Méndez Hernández, J. R. 2010. Análisis del impacto del fuego en la regeneración sexual del pino canario a lo largo de una cronosecuencia de incendios en la isla de La Palma (Canarios). Tesis Doctoral. Universidad de la Laguna. San Cristóbal de La Laguán. 215 p.
- Miller, M. 2000. Fire autoecology. In: Brown, J. K., and Smith, J. K. (EDS.). *Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on flora*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT. U.S.D.A., F.S. Rocky Mountain Research Station. 257 p.
- Moreira, F., Duarte, I., Catry, F., and Acacio, V., 2007. Factors affecting post-fire cork oak survival in southern Portugal. *For. Ecol. Manag* 253: 30-37.
- Mori, A. S., Mizumachi, E., Komiyama, A. 2007. Roles of disturbance and demographic non-equilibrium in species coexistence, inferred from 25-year dynamics of a late-successional old-growth subalpine forest. *Forest Ecology and Management* 24: 74-83.
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. S. 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Bolfor; Santa Cruz, Bolivia. 87 p.
- Muñoz, R. C. A. 2001. *Elaboración de un modelo espacial de peligro de incendios forestales*. Tesis de Maestría en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. 94 p.

- Myers, R. L. 2006. Convivir con el fuego. The Nature Conservancy. Tallahassee, Florida. 28 p.
- Mysterud, I., and Mysterud, I. 1997. Effects of forest fires. In: Bleken, E., Mysterud, I., and Mysterud, I. (eds.). Forest fire and environmental management. Directorate for Fire and Electrical Safety and Department of Biology, University of Oslo. 266 p.
- Navarro, R., Hayas, M. A., García, A., Hernández, C. R., Duhalde, P., y González, L. 2008. Caracterización de la situación pos incendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. *Rev. Chil. Hist. Nat* 81: 95-110.
- Naveh, Z. 1990. Fire in the Mediterranean. A Landscape ecological perspectiva. In: Goldammer J.G. y Jenkins M.J. (Eds.), *Fire in Ecosystem Dynamics*: SPB Academic Publising. The Hague 1-20.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., and Ffolliott P. F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122: 51-71.
- Nuñez, R., Bravo, F., and Calvo, L. 2001. Predicting of seed germination in *Pinus sylvestris* L. and four competitor shrub species after fire. *Ann. For. Sci.* 60(2003): 75-81.
- Nuñez, R., and Calvo, L. 1999. Effect of high temperatures on seed germination of *Pinus halepensis* and *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management* 131: 183-190.

- Ortega, B. V., y Rodríguez, T. D. A. 2007. Supervivencia y crecimiento iniciales y concentración de nutrimentos de *Pinus hartwegii* plantado en localidades quemadas. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y el Ambiente 13 (2): 115-124.
- Outcalt, K. W. 2008. Lightning, fire and longleaf pine: Using natural disturbance to guide management. Forest Ecology and Management 255: 3351-3359.
- Pausas, J. 1997. Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. J. Veg. Sci. 8: 703-706.
- Paysen, T. E., Koonce, A. L., Taylor, E., and Rodriguez, M. O. 2006. Indications of vigor loss after fire in Caribbean pine (*Pinus caribaea*) from electrical resistance measurements. International Journal of Wildland Fire 15: 415–425.
- Pérez, P. E., Martínez, B. L. W., Ramos, R. M. P., y Tamallo, E. W. 2010. Determinación de la influencia de las quemas prescritas en bosques de *Pinus cubensis* Griseb. VI Simposio Internacional sobre Manejo Sostenible de Recursos Forestales. Pinar del Río, Cuba. 12 p.
- Peters, V. S., Macdonald, S. E., and Dale, M. R. T. 2005. The Interaction between Masting and Fire Is Key to White Spruce Regeneration. Ecology 86: 1744-1750.
- Peterson, D. L., and Ryan, K. C., 1986. Modeling postfire conifer mortality for long-range planning. Environmental Management 10(6): 797-808.

- Platt, W. J. 1998. Southeastern pine savannas. In: Anderson, R. C., Fralish, J. S., Baskin, J. M. Savannahs, Barrens., Rock outcrop plant communities of North America. Cambridge University Press. USA. pp. 23-51.
- Plumb T. R. 1980. Response of oaks to fire. In: Plumb, T. R. (tech. coord.) Proceedings of the Symposium on the Ecology, Management and Utilization of California Oaks, Jun 26-28, Claremont, California. General Technical Report PSW-44. Berkeley, California. USDA FS Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station pp. 202-215.
- Pyne, S. 2001: *Fire, a brief history*. Seattle, USA: University of Washington Press. 204 p.
- Reyes, O. 1996. Estrategias regenerativas de especies arbóreas de ecosistemas forestales de Galicia en relación con los incendios forestales. Análisis del comportamiento germinativo y de la demografía de plántulas. En: Herrero, de Aza, C., Bravo, O. F., Fernández, San Martín.2004. Modelo de probabilidad de germinación de pino negral *Pinus pinaster* Ait. tras incendio. Sociedad Española de Ciencias Forestales 18:57-63.
- Rigolot, E. 2004. Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. Plant Ecol 17: 139-151.
- Rodríguez .T. D. A. 1996. Incendios Forestales. Mundi Prensa, UACH, INIFAP. México, D. F. 630 p.

- Rodríguez T. D. A. 2002. Ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii* Lindl. Trabajo presentado en el SINFOR II. Universidad de Pinar del Río. Cuba. 24 p.
- Rodríguez T. D. A., Martínez Hernández, H. C., y Ortega, B. V. 2004. Efectos del fuego en bosques de *Pinus hartwegii*. En: L. Villers R. L., López B. J. (eds.). Incendios forestales en México. UNAM. México, D.F. pp. 107-124.
- Rodríguez, T. D. A., and Fulé, P. Z. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a Fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12: 23-37.
- Rodríguez, T. D. A., Rodríguez, A. M., Fernández, S. F., y Pyne, S. J. 2002. Educación e Incendios Forestales. 2ª ed. Mundi Prensa. México, D. F. 201 p.
- Rowell, R. M. 2005. Handbook of wood chemistry and wood composites, Taylor and Francis. Boca Raton, FL, 487 pp.
- Salinas, C. E., González S. R., Quintela, F. J., Montiel, R. S., Dominguez, T. J. J., Escalante, R. V., Conde, A. A., Chávez, A. F., Serrano, P. L., Cuevas, M. A., Rodríguez, G. A., García, M. H., Pablo, C. J., Romo, N. J., Damián, G. F. A., y Damián, G. A. J. 2001. Gobierno del Estado de Hidalgo: Ordenamiento Ecológico Nacional. Hidalgo, México. 307 p.
- Scott, A. C. 2000. The Pre-Quaternary history of fire. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 164: 279-345.doi:10.1016/s0031-0182(00)00192-9.

- Scott, A. C. 2009: Forest fire in the fossil record. In: Cerdà, A. i Robichaud, P. R. (eds). Fire effects on soils and restoration strategies. Science Publishers, p.1-37.
- Shigo, A. L., and Shigo, A. 1974. Detection of discoloration and decay in living trees and utility poles. US Department of Agriculture Forest Service, Research paper NE-294. 15 p.
- Shigo, A. L., and Shortle, W. C. 1985. Shigometry: a reference guide. Agriculture Handbook 646. (United States Department of Agriculture: Washington, DC).
- Smith, D. M., Larson, B. C., Kelty, M. J., and Ashton, P. M. S. 1997. The practice of silviculture. 9 th ed. Wiley. New York. 537 p.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities Ann. Rev. Ecol. Syst.15:353-391.
- Spurr, H. S., y Barnes, B. V. 1982. Ecología forestal. AGT. México, D.F. 690 p.
- The Nature Conservancy (TNC). 2007. Fire, Ecosystems & People: Threats and Strategies for Global Biodiversity Conservation. Global Fire Initiative. 20 p.
- Trabaud, L. 1987. Fire and survival traits of plants. In: Trabaud, L., (Ed.) Role of fire in ecological systems. Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishers 65-89.
- Trabaud, L. 1987a. Natural and prescribed fire: survival strategies of plants and equilibrium in Mediterranean ecosystems. In: Tenhunen, J. D., Catarino,

- F.M., Lange, O. L., Oechel, W. Plant responses to stress. Springer-Verlag: Berlín. .607 p.
- Trabaud, L. 1987b. Fire and survival traits of plants. In: Trabaud, L., (Ed.) Role of fire in ecological systems. Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishers 65-89.
- Trabaud, L., and Oustric, J., 1989. Influence du feu sur la germination des semences de quatre espèces ligneuses méditerranéennes à reproduction sexuée obligatoire. *Seed Sci Technol* 17: 589-599.
- Vela, C. G., Vázquez, M. B. E., Rodríguez, G. M. de L., y Domínguez, R. I. V. 2007. Caracterización edáfica de sitios con regeneración natural de *Pinus montezumae* Lamb en el volcán la Malinche, México. *Agrociencia*. 41(4): 371 – 383.
- Vela, G., L. 1980. Contribución a la ecología de *Pinus patula*. Pub. Esp. 19. INIF/SARH. México, D. F.109 P.
- Vesk, P. A., Leishman, M.R., and Westoby, M. 2004. Simple traits do not predict grazing response in Australian dry shrublands and woodlands. *Journal of Applied Ecology*. 41: 22-31.
- Whelan, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. Cambridge. 343 p.
- Wimberly, M. C., and Spies, T. A. 2001. Influences of Environment and Disturbance on Forest Patterns in Coastal Oregon Watersheds. *Ecology*, 82: 1443-1459.

Zhu, J., Matsuzaki, T., Lee, F., and Gonda, Y. 2003. Effect of gap size created by thinning on seedling emergency, survival and establishment in a coastal pine forest. *Forest Ecology and Management* 182: 339-354.