



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

**TOLERANCIA AL FUEGO EN ÁRBOLES DEL BOSQUE DE ENCINO-PINO DE
CHIGNAHUAPAN, PUEBLA**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES



DIRECCION GENERAL ACADEMICA
DEPTO. DE SERVICIOS ESCOLARES
OFICINA DE EXAMENES PROFESIONALES

PRESENTA:

ING. JUANA ELIUD JUÁREZ BRAVO

Chapingo, Estado de México, Febrero 2011

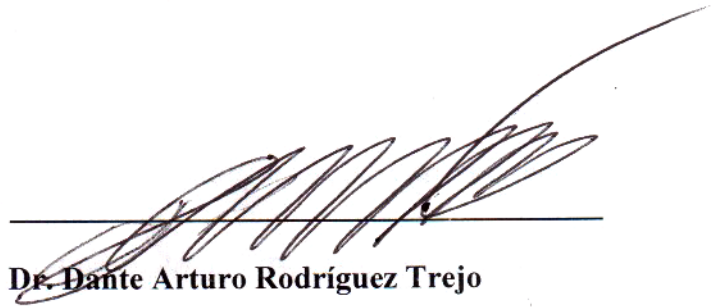


**TOLERANCIA AL FUEGO EN ÁRBOLES DEL BOSQUE DE ENCINO-PINO DE
CHIGNAHUAPAN, PUEBLA**

Tesis realizada por la Ing. Juana Eliud Juárez Bravo bajo la dirección del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES

DIRECTOR:


Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo

ASESOR:


Dr. Diodoro Granados Sánchez

ASESOR:


M. C. Javier Santillán Pérez

Chapingo, Estado de México, Febrero 2011

AGRADECIMIENTOS

A dios por brindarme la fortuna de vivir y compartir con personas maravillosas esta etapa de mi vida, además de otorgarme la fe y esperanza para cumplir con mis metas.

A la Universidad Autónoma Chapingo y a todo el personal del posgrado de la División de Ciencias Forestales por el apoyo brindado para la realización de este proyecto de investigación, el cual forma parte del proyecto Ajusco de la UACh sobre ecología del fuego.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico otorgado a la presente investigación, para poder cumplir mi formación de postgrado.

Al Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo por la dirección, invaluable apoyo y conocimientos brindados, así como consejos, observaciones y valioso tiempo depositado que me motivaron en el desarrollo y culminación de la presente.

Al Dr. Diodoro Granados Sánchez por las observaciones y valiosas aportaciones que reforzaron este proyecto de investigación.

Al M. C. Javier Santillán Pérez por su valioso apoyo, tiempo, amistad y atinadas observaciones que mejoraron este proyecto.

A todos los profesores que me impartieron clases por proporcionarme sus valiosos conocimientos, consejos e invaluable experiencia.

Al Sr. Gerardo por el gran apoyo brindado en la fase de campo de este proyecto.

A compañeros y amigos en la Universidad Autónoma Chapingo que hicieron grata mi estancia.

DEDICATORIA

A dios por estar presente cada mañana en cada una de las personas con las que conviví y me dieron amor y confianza para creer que este día llegaría.

A mis padres Judith Bravo Barrientos y Santiago Juárez Ramos, por darme la vida, su incondicional apoyo y amor, además de sus consejos y confianza que depositaron en mí, a quienes debo todo lo que soy.

A mis hermanos Anahi, Aremi, Emelia, Arisel y Santiago que con su cariño, gran apoyo y ejemplo, me motivaron a seguir siempre hacia adelante.

A mis sobrinos Emanuel, Dayra y Mareli que me dieron alegría por el solo hecho de nacer.

A toda mi familia por sus consejos y apoyo.

A la familia Percastegui, Acosta y Bonilla por brindarme su amistad y confianza desde el momento que los conocí.

A mis amigas y amigos por los momentos de alegría y tristeza que compartimos, además de su invaluable apoyo, cariño y consejos que mejoraron mi estancia en Chapingo.

DATOS BIOGRÁFICOS



Nombre: Juana Eliud Juárez Bravo

Cedula profesional: 6094730

Correo electrónico: eliud_bravo@hotmail.com

CURP: JUBJ860713MPLRRN01

La autora nació en 13 de julio de 1986 en Nanacatlán, Zapotitlán de Méndez, Puebla. El nivel primaria lo curso de 1992-1998 en la Escuela Primaria “Profr. Isauro Bravo Moreno”, ubicada en Nanacatlán. De 1998- 2001 realizó sus estudios de educación secundaria en la Escuela Secundaria Técnica No.78. de Zapotitlán de Méndez. El nivel medio superior en la Preparatoria Agrícola de la Universidad Autónoma Chapingo del año 2001 al 2004. En 2004 curso su licenciatura en la División de Ciencias Forestales de la universidad referida, egresando en el año 2008 y obteniendo el título de Ingeniero Forestal con la tesis titulada “Uso de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de *Alnus jorullensis* H.B.K. ssp. *jorullensis* en bosques mezclados de Tequexquinahuac, Texcoco, Estado de México”, el mes de diciembre del mismo año. De enero 2009 a diciembre 2010 estudió la Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales en la Universidad Autónoma Chapingo

TOLERANCIA AL FUEGO EN ÁRBOLES DEL BOSQUE DE ENCINO-PINO DE CHIGNAHUAPAN, PUEBLA

FIRE TOLERANCE IN TREES OF THE OAK-PINE FOREST OF CHIGNAHUAPAN, PUEBLA

Juana E. Juárez-Bravo¹; Dante A. Rodríguez-Trejo²; Diodoro Granados-Sánchez³;
Javier Santillán-Pérez³

RESUMEN

Se estudió la rebrotación de los árboles del bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla, México, un año después de un incendio, para determinar los factores y mecanismos que determinan el nivel de rebrotación. En el mes de septiembre se ubicó el área incendiada y el área testigo con ocho sitios de muestreo de 400 m² en cada una. En cada sitio se tomaron las variables del árbol, rebrotes y del sitio. Se realizó un análisis estadístico que consistió en prueba de t, regresión logística y regresión múltiple, con la ayuda del programa SAS. Los resultados mostraron que en el área incendiada, la probabilidad de rebrote es alta (21-99%), está negativamente relacionada con el diámetro normal del árbol y positivamente relacionada con la altura letal. En el área testigo es baja (5-33%), está negativamente relacionada con la altura total. Se concluye que el incendio estimuló la rebrotación (se obtuvo en el área incendiada 14 494 rebrotes/ha y en la testigo 1 025 rebrotes/ha). En los encinos la probabilidad de mortalidad de la parte aérea es alta (hasta 97%) para árboles con 2 cm de diámetro, pero la probabilidad de muerte total es mucho menor (20%) para árboles con el diámetro referido. El encino y madroño son árboles tolerantes y el pino es resistente al fuego. Asimismo el número de árboles muertos en encino y madroño es muy bajo, en comparación con el pino.

Palabras clave: Probabilidad de rebrote, probabilidad de mortalidad, incendio forestal, *Quercus crassifolia* Humb.& Bonpl, *Arbutus xalapensis* H.B.K., *Pinus teocote* Schl. & Cham.

ABSTRACT

It was studied the resprouting of the trees in oak-pine forests of Chignahuapan, Puebla, Mexico, a year after a forest fire, to determine the factors and mechanisms that determine the level of tree resprouting. In the month of September were chosen the burned area and control area with 8 sampling sites of 400 m² each. In each site were measured tree, sprouts and site variables. The statistical analysis included an t test, logistic regression and multiple regression, with the help of SAS. The results showed that in burned area, the resprouting probability is high (21-99%), negatively related to tree diameter at breast height and positively related to the crown scorch. In the control area is low (5-33%) and is negatively associated to the total tree height. It is concluded that the fire stimulated resprouting, for it was found in the burned area a density of 14 494 sprouts / ha, which is much higher than that obtained in the control area (1 025 sprouts/ha). The oaks' shoot mortality probability is high, reaching values of 97% for a 2 cm diameter tree, however the total mortality probability is lower, equal to 20% for trees of such diameter. The oak and madrone trees are fire-tolerant, while the pine is fire-resistant. Also the oak and madrone mortality is very low compared with that of pine.

Key words: Resprouting probability, mortality probability, forest fire, *Quercus crassifolia* Humb.& Bonpl, *Arbutus xalapensis* H.B.K., *Pinus teocote* Schl. & Cham.

¹Tesista. Correo-e: eliud_bravo@hotmail.com.

²Director de tesis. Correo-e: dantearturo@yahoo.mx

³Asesores de tesis. Correo-e: didorog@latinmail.com; santillan850@hotmail.com

CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS	iv
ÍNDICE DE CUADROS	vii
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
General	3
Particular	3
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	3
Bosque mixto de Pino-Encino.....	3
Incendio forestal.....	5
Tipos de incendio	7
Régimen de fuego	8
Función ecológica del fuego	10
El fuego en el bosque de pino-encino	13
El fuego en los árboles	14

DESCRIPCIÓN DE ESPECIES	16
<i>Quercus crassifolia</i> Humb.& Bonpl	16
<i>Arbutus xalapensis</i> H.B.K.....	21
<i>Pinus teocote</i> Schl. & Cham.	23
MATERIALES Y MÉTODOS.....	28
Descripción el área de estudio	28
Etapas de campo	30
Análisis estadístico.....	37
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	39
Caracterización de la vegetación.....	39
Densidad de árboles en el área incendiada y testigo.....	40
Densidad de rebrotes y regeneración	46
Longitud de los rebrotes basales	49
Número promedio de rebrotes por árbol	50
Probabilidad de rebrote de <i>Quercus crassifolia</i>	52

Probabilidad de Rebrote de <i>Arbutus xalapensis</i>	56
Probabilidad de Rebrote de <i>Pinus teocote</i>	56
Número de rebrotes de <i>Quercus crassifolia</i>	59
Número de rebrotes de <i>Arbutus xalapensis</i>	61
Número de rebrotes de de <i>Pinus teocote</i>	62
Porcentaje de árboles muertos.....	64
Número de árboles muertos.	66
Probabilidad de mortalidad de <i>Quercus crassifolia</i>	67
Probabilidad de mortalidad de <i>Arbutus xalapensis</i>	70
Probabilidad de mortalidad de <i>Pinus teocote</i>	71
Algunas observaciones sobre <i>Tillandsia violacea</i>	74
CONCLUSIONES	77
LITERATURA CITADA	78
ANEXOS	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1. Distribución de <i>Quercus crassifolia</i> (Adaptado de Madrigal, 1990).....	19
2. Distribución de <i>Pinus teocote</i> (Adaptado de Perry, 1991).....	25
3. Área incendiada un año después en el bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla.	31
4. Panorama del área testigo en el bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla.	32
5. Sitio de 1 m ² en el cual se contó el número de plántulas de especies arbóreas.	32
6. Árbol muerto de <i>Arbutus xalapensis</i> en el área incendiada.	34
7. <i>Pinus teocote</i> con muerte de la parte aérea y recuperación mediante rebrote, en el área incendiada.	34
8. Árbol vivo de <i>Quercus crassifolia</i> con rebrotes basales, en el área incendiada.	35
9. Imagen de un árbol de <i>Quercus crassifolia</i> con cicatriz de la llama sobre el tronco.	36
10. Distribución diamétrica de <i>Quercus crassifolia</i> en el área incendiada, y su condición.	42

11. Distribución diamétrica de <i>Quercus crassifolia</i> en el área testigo, y su condición. ..	43
12. Distribución diamétrica de <i>Arbutus xalapensis</i> en el área incendiada, además de su condición.	43
13. Distribución diamétrica de <i>Arbutus xalapensis</i> en el área testigo, además de su condición.	44
14. Distribución diamétrica de <i>Pinus teocote</i> en el área incendiada, además de la condición en la que se encontraron.	44
15. Distribución diamétrica de <i>Pinus teocote</i> en el área testigo, así como su condición.	45
16. Probabilidad de rebrote de <i>Quercus crassifolia</i> por categoría diamétrica y altura letal, en el área incendiada.	53
17. Probabilidad de rebrote de <i>Quercus crassifolia</i> respecto a la altura total, en el área testigo.	55
18. Gráfica del comportamiento de la probabilidad de rebrote en el área testigo de <i>Pinus teocote</i> por categoría de altura.	57
19. Comportamiento del número de rebrotes de <i>Quercus crassifolia</i> por categoría de altura en el área incendiada.	60

20. Tendencia del número de rebrotes de <i>Arbutus xalapensis</i> por altura letal, en el área incendiada.	61
21. Tendencia del número de rebrotes de <i>Pinus teocote</i> , por categoría diamétrica, en el área incendiada.	62
22. Comportamiento del número de rebrotes de <i>Pinus teocote</i> por categoría diámetro en el área testigo.	63
23. Tendencia de la probabilidad de mortalidad total y parcial de <i>Quercus crassifolia</i> , por categoría diamétrica en el área incendiada.	69
24. Gráfica del comportamiento la probabilidad de muerte de la parte aérea de <i>Arbutus xalapensis</i> por categoría diámetro en el área incendiada.	71
25. <i>Tillandsia violácea</i> sobre el tronco de <i>Quercus crassifolia</i> en el área incendiada. ...	75
26. <i>Tillandsia violácea</i> sobre el piso forestal en el área testigo.	76
27. <i>Tillandsia violácea</i> muerta sobre el tronco de <i>Quercus crassifolia</i> en el área incendiada.	76

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Número de árboles muestreados y condición de los mismos en porcentaje.	39
2. Densidad de árboles por especie en las dos condiciones.	41
3. Densidad de plántulas y rebrotes en las dos condiciones.....	47
4. Longitud promedio de rebrotes basales.....	49
5. Comparación del número de rebrotes por árbol de <i>Quercus crassifolia</i> en el área incendiada y el área testigo.	50
6. Comparación del número de rebrotes por árbol de <i>Arbutus xalapensis</i> en el área incendiada y el área testigo.	51
7. Comparación del número de rebrotes por árbol de <i>Pinus teocote</i> en el área incendiada y el área testigo.	51
8. Porcentaje de árboles muertos de <i>Quercus crassifolia</i> en las áreas incendiada y testigo.	64
9. Porcentaje de árboles muertos de <i>Arbutus xalapensis</i> las áreas incendiada y testigo..	65

10. Comparación de árboles muertos de <i>Pinus teocote</i> en las áreas incendiada y testigo.	66
11. Comparación de árboles muertos de <i>Quercus crassifolia</i> en las áreas incendiada y testigo.	66
12. Comparación de árboles muertos de <i>Arbutus xalapensis</i> las áreas incendiada y testigo.	67
13. Comparación de árboles muertos de <i>Pinus teocote</i> en las áreas incendiada y testigo.	67

INTRODUCCIÓN

El fuego es un proceso natural que ha jugado un papel importante en la formación de nuestro ambiente y el mantenimiento de la biodiversidad en todo el mundo. Los beneficios e impactos del fuego son amplios; a menudo determina la distribución de los hábitats, el flujo de carbono y los nutrientes y las propiedades de retención del agua de los suelos. En hábitats adaptados al fuego y dependientes del mismo, la exclusión del fuego con frecuencia resulta en una reducción de la biodiversidad y un aumento en la densidad de la vegetación, aumentando el peligro de un incendio catastrófico con el correr del tiempo (TNC, 2007).

Rodríguez y Myers (2010) reportan que de las especies de encinos estudiadas en México, la mayoría tienen adaptaciones al fuego; 49 son árboles, seis son arbustos, y 18 presentan las dos formas (esto puede ser subestimado). Muchos de los árboles de encino exhiben adaptaciones al fuego, como rebrotación, corteza gruesa o regeneración en localidades incendiadas, entre otras. Todos los arbustos presentan adaptaciones, en particular la capacidad de rebrotar después de que muere la parte aérea.

Se debe recordar que las especies vegetales relacionadas con el fuego pueden ser resistentes o bien tolerantes al mismo. Las especies resistentes poseen características o mecanismos que las protegen de las llamas, reduciendo los daños que les pueden provocar, tales como una corteza gruesa o una buena poda natural. Las especies tolerantes son dañadas por las llamas, incluso su parte aérea puede quedar destruida, pero se recupera mediante rebrotación (Whelan, 1995). Aunque los encinos tienen

algunas características de resistencia al fuego, su importante rebrotación los hace más bien tolerantes a dicho factor. A pesar de que se trata de una importante adaptación al fuego, la rebrotación de *Quercus* arbóreos después de incendios ha sido poco estudiada a nivel mundial y en México casi no ha recibido atención formal.

Chignahuapan, cuenta con bosques de coníferas, principalmente de pinos, asociaciones boscosas de pino-encino y oyamel, asociados en ocasiones a vegetación secundaria arbustiva. Cuenta con una gran variedad de especies forestales, mismas que son explotadas y que convierten el municipio en uno de los principales productores de madera a nivel estatal (Arredondo, 2009).

Para comprender parte de la función ecológica de los incendios en bosques de encino-pino, se estudió la recuperación del bosque de Chignahuapan, un año después de la ocurrencia de un incendio. Los bosques de pino y encino albergan un número mayor de especies que cualquier otra zona ecológica del país; se estima que existen aproximadamente 7,000 especies diferentes de plantas en ellos, lo cual es mucho mayor que las que viven en las selvas húmedas tropicales (aproximadamente 5,000). Estas 7,000 especies representan un 24% de todas las especies de plantas de México (FCEA, 2006). Además de que las ramas de los encinos actúan como substrato para el desarrollo de variadas epífitas, como orquídeas (Orchidaceae), bromelias (Bromeliaceae), y muérdagos (Viscaceae) (Bacon, 2003).

OBJETIVOS

General

Estudiar la rebrotación de los árboles del bosque de encino-pino de Chignahuapan, un año después de la ocurrencia de un incendio.

Particular

Determinar los factores y mecanismos que determinan el nivel de rebrotación en *Quercus crassifolia* Humb.& Bonpl, *Arbutus xalapensis* H.B.K. y *Pinus teocote* Schl. & Cham.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Bosque mixto de Pino-Encino

Rzedowski (1988), menciona que los encinares guardan relaciones complejas con los pinares, con los cuales comparten afinidades ecológicas generales y los bosques mixtos de *Quercus* y *Pinus* son muy frecuentes en el país. Con frecuencia la franja del encinar se ubica a niveles altitudinalmente inferiores que la del pinar, pero esta condición no se cumple en muchas regiones y a veces se invierte. Cita a Flores *et al.* (1971), ya que calcularon que en México los bosques de *Quercus* ocupan 5.5 % de la superficie del país y además asignan 13.7 % a la categoría del bosque de pino y encino.

De acuerdo a CONAFOR (2004), se considera un bosque mixto de encino-pino, como la vegetación arbórea formada por la dominancia de encinos (*Quercus* spp.), sobre los pinos (*Pinus* spp.). Desarrolla principalmente en áreas de mayor importancia forestal, en los límites altitudinales inferiores de los bosques de pino-encino. Estas comunidades muestran menor porte y altura que aquellos donde domina el pino sobre el encino. Las especies más representativas son encino laurelillo (*Quercus laurina*), encino (*Q. magnoliifolia*), encino blanco (*Q. candicans*), roble (*Q. crassifolia*), encino quebracho (*Q. rugosa*), encino tesmilillo (*Q. crassipes*), encino cucharo (*Q. urbanii*), charrasquillo (*Q. microphylla*), encino colorado (*Q. castanea*), encino prieto (*Q. laeta*), laurelillo (*Q. mexicana*), *Q. glaucoides*, *Q. scytophylla*, pino chino (*Pinus leiophylla*), pino (*P. hartwegii*), ocote blanco (*P. montezumae*), pino lacio (*P. pseudostrobus*), pino (*P. rudis*), pino escobetón (*P. devoniana*), pino chino (*P. teocote*), ocote trompillo (*P. oocarpa*), pino ayacahuite (*P. ayacahuite*), pino (*P. pringlei*), *P. duranguensis*, *P. chihuahuana*, *P. engelmani*, *P. lawsoni*, y *P. oaxacana*.

A pesar de que los encinos son los árboles y arbustos predominantes en gran parte de las sierras templadas latinoamericanas, han sido malentendidos desde la conquista del Nuevo Mundo por los europeos. Recientemente han reconocido el valor de este importante grupo de plantas por su potencial económico y papel ecológico. El encino y el roble son conocidos en la Europa, Estados Unidos y Canadá como árboles que aportan importantes productos maderables a las economías de los dos continentes. Además, por su abundancia y predominancia en los bosques templados, han sido estudiados

extensivamente y se las reconocen como importantes elementos de la biodiversidad (Bacon, 2003). El uso de estas comunidades es el forestal y comercial, suministran a la industria materias primas de gran importancia económica como son pulpa para papel, celulosa, madera para la elaboración de varios productos, resina para la fabricación de brea, pinturas y aguarrás, así como leña, madera para aserrío, para construcción, puntales, postes y durmientes; además la actividad agrícola (CONAFOR, 2004).

Incendio forestal

Rodríguez (1996) define incendio forestal como la propagación libre del fuego sobre la vegetación forestal. El fuego es la liberación de energía en forma de luz y calor producto de la combustión (quema). Para que el fuego se produzca se requiere de tres elementos, que forman el llamado “triángulo del fuego”: combustible, calor y oxígeno; si alguno de ellos falta, el fuego no se produce.

Para el caso de los incendios forestales, los combustibles son todo material vegetal existente en el monte, como troncos, hojas, ramas, arbustos o árboles que constituyen la materia prima para la combustión. El oxígeno, el gas que respiramos, se encuentra en el aire formando el 21% de las capas bajas de la atmósfera. El calor del sol o del fuego provoca la pérdida de humedad de los combustibles, y el segundo eleva su temperatura hasta que pueden arder (Rodríguez, 1996).

Los incendios forestales son la consecuencia de agentes naturales como los rayos y condiciones socio-económicas particulares, con grandes presiones poblacionales en

áreas donde el fuego se emplea como herramienta tradicional para actividades relacionadas con el uso del suelo: desmontes de terrenos forestales para transformarlos en zonas agrícolas, quemas de regeneración de pastos, quemas para facilitar el empleo de productos forestales secundarios, etc. (Rodríguez, 1996; Flores, 2009). Los incendios forestales son un disturbio común en los ecosistemas, mayormente por causas antropogenicas (aproximadamente 90 %). La causa más importante, representa alrededor del 50 %, es el uso del fuego relacionado con la agricultura (Rodríguez, 2010).

De acuerdo con las estadísticas de incendios forestales de CONAFOR (2009) en México afectan cada año en promedio, 1 109 incendios y 115 914 ha. El peor año en la historia ha sido 1998, con 14 445 incendios registrados sobre 849 633 ha (30 ha/incendio). Para el año 2010 CONAFOR, registró 6,125 incendios forestales en 32 entidades federativas, afectando una superficie de 114,723.38 hectáreas. Las entidades federativas con mayor número de incendios fueron: México, Distrito Federal, Michoacán, Chihuahua, Puebla, Chiapas, Baja California, Oaxaca, Veracruz y Jalisco, que representan el 78.91% del total Nacional. Así también, las entidades federativas con mayor superficie afectada fueron: Baja California, Oaxaca, Guerrero, Chiapas, Chihuahua, Michoacán, Jalisco, Puebla, Quintana Roo y Sonora, que representan el 72.60% del total Nacional.

En 2009 Puebla con 512 incendios ocupa el quinto lugar en número de incendios y con 7 402.81 ha el onceavo lugar en superficie afectada, en 2010 ocupa el quinto lugar en número de incendios con 316 incendios y con 2 727.89 ha el octavo lugar en superficie afectada.

Tipos de incendio

Los incendios pueden diferenciarse por varios criterios: la intensidad, la velocidad y el estrato del bosque que se quema (Toledo, 1988; Flores, 2009). Con base a este último criterio dividen a los incendios de la siguiente manera (Verduzco, 1978; Flores, 2009):

- a) Incendios subterráneos. Estos incendios se producen en las capas orgánicas del suelo forestal, debido a la escasez de oxígeno por la compactación de las capas. Los incendios subterráneos se desarrollan prácticamente sin llama y de manera lenta pero persistente, generan una gran cantidad de calor por lo que resultan muy destructivos para el suelo.
- b) Incendios superficiales. Son los incendios que se desarrollan sobre el suelo forestal; no alcanzan a quemar las copas de los árboles pero consumen el combustible compuesto por los troncos derribados, los tocones, ramas, hojas, hierbas, pastos y el renuevo. Se caracteriza por su rápida propagación, por sus llamas y las apreciables humaredas que generan. Son los más comunes de México.
- c) Incendios de copa. En esta clase de incendios, las llamas suelen pasarse de una copa a otra con gran rapidez. Normalmente son causados por un incendio superficial; ocurren al incendiarse la resina que escurre de los árboles o por la presencia del viento que aviva las llamas de manera que alcanzan al follaje. Son más frecuentes en los bosques de coníferas debido a la acumulación de hojas muertas y secas.

Régimen de fuego

El régimen de fuego es una descripción generalizada del papel que juega el fuego en un ecosistema. El primer sistema de régimen de fuego está definido por la naturaleza del disturbio, desarrollado por Heinselman (1973), el cual usa la combinación de la intensidad y frecuencia para describir seis regímenes de fuego. El segundo, uso las características de la vegetación del sitio usado por Daubenmire (1986). En el tercer sistema la clasificación está basada en los efectos del fuego sobre la vegetación dominante; este puede ser de baja, mediana y alta severidad. Los rodales con baja severidad de regímenes de fuego tienen el 20% o menos del área basal eliminada por un incendio, mientras que rodales con alta severidad de regímenes de fuego tienen 70 % o más de su área basal eliminada (Agee, 1993).

El fuego induce determinados cambios sobre el funcionamiento de los ecosistemas y en la composición florística y faunística provocando pérdidas de biomasa y de la calidad de los suelos, además de modificar el balance hídrico. El régimen de incendios (frecuencia, intervalo, extensión, estacionalidad e intensidad) de una región condiciona en gran medida la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas afectados. Así, una elevada recurrencia de incendios puede alterar la dinámica espacial y temporal de procesos clave en los ecosistemas como puede ser la pérdida de biodiversidad o de resiliencia (Díaz, 2003).

La resiliencia puede definirse como la capacidad de un sistema para retornar a las condiciones previas a la perturbación (Díaz, 2003). Puede estimarse, en un intervalo determinado de tiempo, como el cociente entre las medidas post-perturbación y pre-perturbación de cualquier variable descriptora del ecosistema (Tilman y Downing, 1994; Díaz, 2003). Aunque la capacidad de germinación y de rebrote de la mayoría de las especies permite predecir la recuperación de la vegetación después de un incendio, queda por demostrar a escala regional los factores que condicionan esta regeneración y, en particular, el efecto de las diferentes recurrencias de incendios e intervalos entre fuegos (Díaz, 2003).

Los atributos de estos regímenes pueden ser descritos o modelados de manera simplificada, considerando tres factores principales: frecuencia severidad y tamaño. Estos atributos se definen de la siguiente manera (Heinselman, 1981; Agee, 1993; Flores, 2009):

- a) La frecuencia consiste en el número de incendios registrados en un área determinada por unidad de tiempo. Una medida utilizada generalmente en la ecología del fuego, es el intervalo de retorno de los incendios; esto es el tiempo transcurrido entre incendios sucesivos, expresado como la media (intervalo medio entre incendios) o una medida del intervalo más probable entre incendios.
- b) La severidad de los efectos de los incendios, es el efecto que provoca el fuego en el ecosistema y que puede ser medido por la mortalidad de plantas, el tamaño de los claros abiertos o el nivel de consumo de biomasa o material combustible.

- c) El tamaño del área total de los incendios, se refiere a la superficie encerrada en el polígono de un incendio que incluye tanto áreas quemadas con distinto grado de severidad, como manchones o “islas” no quemadas dentro del polígono.

The Nature Conservancy (2007) tiene evidencia de que los regímenes de fuego alterados representan un problema de conservación global. El 25% del mundo terrestre evaluado presenta regímenes de fuego intactos, las ecorregiones con regímenes de fuego degradado o muy degradado cubren el 53% y 8% del planeta respectivamente. Las principales causas de los regímenes de fuego alterados a nivel mundial son el desarrollo urbano; la cría de animales de granja, la ganadería y la agricultura; el uso del fuego y la supresión del fuego; la extracción de recursos (incluidas la producción de energía, la minería y la tala), y el cambio climático global.

Funci ó n ecol ó gica del fuego

Los ecosistemas pueden ser clasificados en términos de su relación con las características del régimen del fuego, como los combustibles, inflamabilidad, igniciones y condiciones de propagación del fuego (TNC, 2007):

Los ecosistemas ***dependientes del fuego*** son aquellos donde las especies han evolucionado en presencia del fuego y donde el fuego es un proceso esencial para conservar la biodiversidad (por ejemplo, sabanas, bosques templados de coníferas). Si se excluye el fuego de estos ecosistemas o si se introduce un fuego ecológicamente

inadecuado (con frecuencia, severidad o época del año inadecuadas) se puede alterar sustancialmente a estos sistemas.

Los ecosistemas ***sensibles al fuego*** son aquellos donde la mayoría de las especies no ha evolucionado grandemente en presencia del fuego. Si bien el fuego puede tener una función secundaria en el mantenimiento de la estructura y funcionamiento natural del ecosistema en sistemas sensibles al fuego, la introducción de un fuego ecológicamente inadecuado puede tener un impacto negativo amplio sobre la biodiversidad (por ejemplo, bosques húmedos latifoliados tropicales). Demasiado fuego en bosques sensibles al fuego también puede crear un ciclo de retroalimentación negativa, volviéndolos más sensibles al fuego en el futuro y degradando rápidamente los ecosistemas más intactos.

Los ecosistemas ***independientes del fuego*** son aquellos que carecen naturalmente de combustible o fuente de ignición que permitirían al fuego actuar como una fuerza evolutiva (por ejemplo desiertos, tundra).

Myers (2006) incluye otro tipo de ecosistemas ***influenciados por el fuego***, son aquellos que frecuentemente, caen en la zona de transición entre ecosistemas dependientes del fuego y ecosistemas sensibles al fuego o ecosistemas independientes del fuego. Un rango amplio de tipos de vegetación, donde la respuesta de sus especies al fuego no ha sido documentada; el rol del fuego en el mantenimiento de la biodiversidad, no es reconocido. En estos ecosistemas el fuego generalmente, se origina en la vegetación adyacente (dependiente del fuego) y se esparce en diferentes intensidades e intervalos,

sobre la vegetación influida por el fuego. Ejemplo de estos ecosistemas son la zona de transición de los bosques húmedos esclerófilos (ubicados entre la sabana y los bosques lluviosos), la vegetación ribereña (que se desarrolla en los márgenes de ríos y arroyos) o el bosque de galería.

The Nature Conservancy (2007) menciona que más de la mitad (53%) de las ecorregiones del planeta es dependiente del fuego, mientras que el 22% es sensible al fuego y el 15% independiente del fuego. Por otra parte tenemos que los ecosistemas mexicanos dependientes del fuego representan el 40 % (bosques de pino, varios bosques de roble, pastizales, varios matorrales, sabanas, palmares, praderas húmedas, popales y tulares), el 50% son sensibles al fuego (bosques húmedos tropicales y los bosques tropicales estacionales, bosque mesófilo de montaña, manglares, bosques de abetos, varios bosques de roble, y varios matorrales), el 10% restante son influenciados por el fuego (varios bosques de galería) y los independientes del fuego (la mayoría de matorrales xerófilos, las praderas de gran altitud) (Rodríguez, 2008).

Flores y Benavides (2006) mencionan que en México se conoce poco del efecto del fuego en los ecosistemas forestales. Más aun, se conoce poco sobre cuál ha sido el papel del fuego en la preservación de estos ecosistemas. Aunque la idea del papel del fuego es relativamente clara, en lo que se refiere a que detiene (o retrasa) el ciclo de sucesión de la vegetación, aun se desconoce bajo qué régimen (intensidad y frecuencia) el fuego puede considerarse benéfico.

En el Simposio Internacional Sobre Incendios Forestales y Manejo de Fuego se planteó que los ecosistemas forestales reducen, en el primer año, la biomasa y causan una elevada mortandad, lo cual está relacionado a la intensidad del fuego. También que la diversidad de los ecosistemas llega a recuperarse paulatinamente en casi todos los casos. Es relevante señalar que puede presentarse una mayor diversidad en áreas moderadamente quemadas (Anonimo, 2006).

El fuego en el bosque de pino-encino

Los bosques de pino-encino cubren 14.2 millones de hectáreas en México, país que cuenta con la mayor diversidad de pinos y encinos en el planeta. El fuego frecuente, de baja intensidad, es recomendado para la restauración y mantenimiento de muchos de estos bosques y para reducir los impactos ecológicos, económicos y de combate que resultan de incendios de gran magnitud, aunque se reconoce que para algunas especies de pino y encino se necesita fuego periódico de alta intensidad (Rodríguez y Myers, 2010). También es evidente la vigorosa emisión de rebrotes basales en muchas de las localidades donde se encuentran encinos, luego que los arboles jóvenes son afectados por las llamas. El enraizamiento profundo, típico de varios encinos, es una de las adaptaciones que al fuego tienen las plantas vasculares. Con raíz profunda, se abate la posibilidad de que esta resulte dañada por las altas temperaturas, con lo que podrá proveer de reservas alimenticias a las yemas, para el desarrollo de rebrotes (Rodríguez, 1996).

El fuego en los árboles

Los efectos inmediatos del fuego en un mismo sujeto se relacionan con un gradiente de temperatura que, dependiendo de la distancia del tejido de que se trate, la fuente de calor (por ejemplo, altura de la copa de un latizal) y la intensidad del fuego (por ejemplo, superficial) pueden implicar temperaturas desde someramente elevadas en algunas hojas altas, sin efectos directos adversos, hasta la combustión completa de las hojas en las ramas bajas. La intensidad del fuego es muy variable, desde $<12 \text{ kCal/m/s}$ en incendios superficiales de baja intensidad, hasta $>12\,000 \text{ kCal/m/s}$ en incendios de copa (Agee, 1993; Rodríguez, 2009). La longitud de la llama puede ser desde unos 10 cm. En incendios de pastizal bajo muy poco intensos, hasta más de 20 metros en incendios de copa. Las temperaturas pueden alcanzar entre unos 300°C hasta más de 1200°C (Rodríguez, 2009).

Se debe diferenciar entre tolerancia al calor y resistencia al fuego; el primer termino se refiere a la capacidad de los tejidos vegetales para tolerar altas temperaturas, mientras que el segundo es la capacidad de la vegetación para sobrevivir al paso del fuego. La tolerancia del protoplasma al calor parece ser similar en la mayoría de las plantas (DeBano *et al.*, 1998; Rodríguez, 2009). Aunque variable, se ha establecido que la temperatura letal para la mayoría de los tejidos vegetales es de 60°C desde dos a 60 min, dependiendo del contenido de humedad (Wright, 1970; Rodríguez, 2009). Otros factores son el tiempo de permanencia de la temperatura y el estado metabólico del tejido (Whelan, 1995; Rodríguez, 2009). Las yemas tienden a ser mucho más sensibles

al calor cuando están en crecimiento activo que cuando no lo están (Wright y Bailey, 1982; Rodríguez, 2009). Los tejidos que típicamente tienen mayor contenido de humedad, se mueren a menores temperaturas y en menores tiempos (DeBano *et al.*, 1998; Rodríguez, 2009)

La resistencia al fuego depende del tipo de adaptaciones, las reservas alimenticias y el régimen del fuego a que la planta está sometida. Acorde con Miller (2000) citado por Rodríguez (2009), la concentración de compuestos que varían estacionalmente, así como las sales, azúcares y ligninas, también pueden estar relacionadas con la tolerancia de las plantas al calor. El nivel de carbohidratos al momento del incendio, ha sido considerado como un factor relevante que determina la capacidad de respuesta del árbol.

Las especies leñosas mueren porque no pueden adquirir o movilizar suficientes recursos para mantener una función normal, a cierto nivel de daño y estrés (Waring, 1987; Rodríguez, 2009). La necrosis en follaje, ramas y yemas deriva en reducidas tasas de fijación de carbono, elevando la posibilidad de muerte, mientras que la necrosis de la raíz afecta la absorción de agua y nutrientes y la necrosis en floema y cambium vascular implica imposibilidad de procesos de transporte (Dickinson y Johnson, 2001; Rodríguez, 2009). Los árboles exhiben diferentes tejidos de defensa ante el fuego, como la corteza, las escamas de las yemas, la masa de hojas en el saco de especies cespitosas y la cubierta seminal dura y aislante en las semillas de diversas especies. A si mismo el suelo mineral es un excelente aislante térmico, por lo que raíces, rizomas y semillas están protegidos (Rodríguez, 2009).

DESCRIPCIÓN DE ESPECIES

A continuación se incluye la descripción de las tres especies forestales que resultaron más relevantes en el presente estudio.

Quercus crassifolia Humb. & Bonpl

Descripción taxonómica

Árbol de 4-15 (-18) m de alto; tronco de 0.48-0.9(-1.42) m de diámetro. Ramillas de 2-4(-6) mm de diámetro con tomento café amarillento que se oscurece con el tiempo, con pelos estrellados sésiles, a veces llegan a ser glabrescentes o glabras, con numerosas lenticelas conspicuas. Yemas angostamente ovoides, pilosas, de (1.5-)3-5(-9) mm de largo por (1-)2(-4) mm de diámetro, escamas ovadas a ovado-lanceoladas, pilosas en la mitad distal, margen largamente ciliado. Estipulas oblanceoladas o lanceoladas, de 8-15mm de largo por 2-3 mm de ancho, densamente pilosas, escariosas, deciduas antes de que las hojas alcancen su pleno desarrollo o persisten por un corto tiempo cerca de la yema terminal. Hojas jóvenes rojizas densamente tomentosas en el haz, con pelos glandulares vermiformes al principio de color purpura después amarillentos, rápidamente deciduos; envés amarillo tomentoso, superficie ampollosa con pelos glandulares vermiformes. Hojas maduras muy gruesas y coriáceas, en ocasiones ligeramente cóncavas, obovadas, anchamente obovadas, oblongo-obovadas, rara vez elípticas, de (5-)7-13(-33) cm de largo por (2.5-)4-9(-15) cm de ancho ápice obtuso o cortamente acuminado, frecuentemente aristado; base redondeada a cordada, a veces

subcordada, raramente truncada, también oblicua; margen grueso y marcadamente revoluto, con 2-5(-8) dientes aristados en cada lado, distribuidos desde la mitad de la hoja hasta el ápice; nervaduras primarias de 6-10, por lo general ascienden en ángulos agudos y pasan directamente a los dientes, en ocasiones se bifurcan y sus ramificaciones terminan en dientes adyacentes, las nervaduras inferiores se anastomosan cerca del margen. Haz verde grisáceo, escasamente lustroso, rugoso, casi glabro excepto la base de la base de la nervadura principal, la cual presenta escasos pelos fasciculados, las nervaduras primarias evidentemente impresas, las secundarias impresas dando una apariencia rugosa. Envés amarillo o castaño-tomentoso, con pelos estrellados estipitados, erectos y con los rallo enredados, como de 1 mm de largo, que cubren la superficie ampollosa y la epidermis papilosa con pelos glandulares vermiformes de color ámbar; nervaduras primarias elevadas y conspicuas, las secundarias y las mas pequeñas completamente cubiertas por el momento. Peciolos amarillo-tomentosos, en ocasiones glabrescentes, de (4-)5-13(-23) mm de largo por 2-4 mm de grueso, con pelos estrellados sésiles, ensanchados en la base.

Amentos masculinos de 35-100 mm de largo, raquis densamente pubescente, flores con una separación de 1-3 mm; perianto cupuliforme, de 3-4.5 mm de diámetro, ligeramente piloso, sobre un pedicelo de hasta 0.4 mm de largo o solo con un punto de inserción con el raquis, con 6 lóbulos fimbriados; estambres 6-7, de 3-3.5 mm de largo, anteras oblongas, de 0.8-1.4 mm de largo, exertas, glabras con un mucrón casi inconspicuo en el ápice.

Flores femeninas generalmente 1(2-3), pilosas, sésiles o sobre un pedúnculo tomentoso de 5.5-6.5 mm de largo por 1.5-2.5 mm de ancho. Fruto anual o bianual, solitario o en pares, casi sésil o sobre un pedúnculo tomentoso a glabrescente, de 4-9(-15) mm de largo por 3-4 mm de diámetro, con numerosas lenticelas conspicuas; cúpula hemisférica o ligeramente turbinada, de (8-)11-16 mm de diámetro por (5-)7-10mm de alto, borde recto, con las escamas ovadas, delgadas, pálidas, muy pubescentes, adpresas y de ápice redondeado; bellota ovoide, de 10-19 mm de largo de 9-18 mm de diámetro, con un poco de pubescencia incluida en la cúpula de un tercio a un medio de su largo. Florece de febrero a mayo. Fructifica de julio a noviembre (Vázquez, 1992).

Distribución

Esta especie se encuentra en ambas vertientes del país y específicamente en el Eje Neovolcánico Transversal. Abarca 18 estados de la República Mexicana, extendiéndose hasta Guatemala (Figura 1). Aguascalientes, Chiapas, Chihuahua, Distrito Federal, Durango, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Veracruz y Zacatecas (Madrigal, 1990).

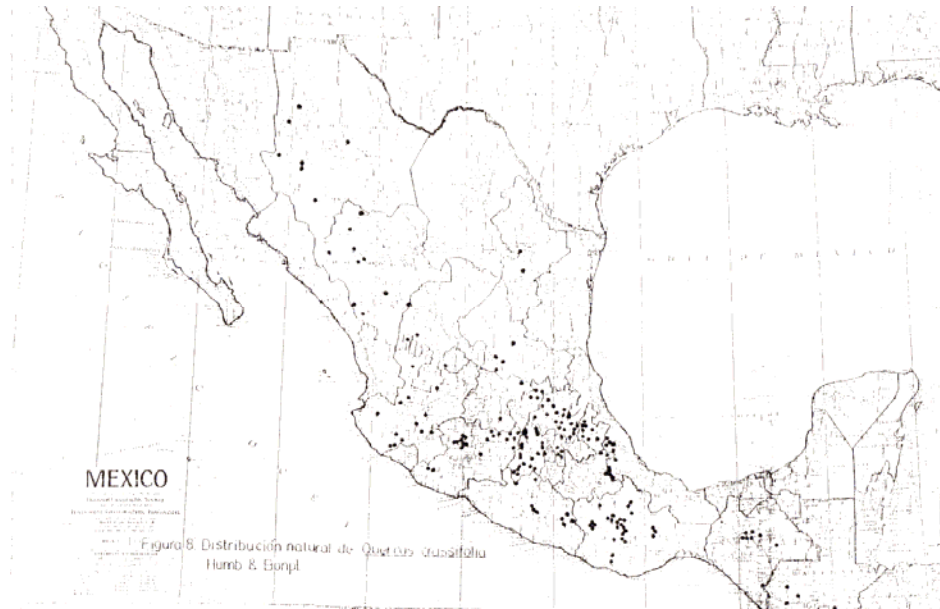


Figura 1. Distribución de *Quercus crassifolia* (Adaptado de Madrigal, 1990)

Altitud

De acuerdo con Madrigal (1990), se reporta desde altitudes de 1440 m s.n.m. en el municipio de Chilpancingo, Guerrero, hasta 3000 m s.n.m. en el Nevado de Toluca, Estado de México; sin embargo menciona que su mejor intervalo de distribución es de 1900 a 2500 m s.n.m.

Hábitat

En bosque de *Pinus-Quercus*, bosque de *Pinus* y bosque de *Quercus*. Asociada con *Pinus patula*, *P. teocote*, *P. montezumae*, *Quercus obtusata*, *Q. affinis*, *Q. rugosa* y *Q. candicans*. En barrancas o laderas con fuerte pendiente (45-90%) y suelos someros pedregosos (Vázquez, 1992).

Nombres comunes

Madrigal (1990) reporta los siguientes nombres comunes: encino, encino de hoja ancha, encino colorado, encino blanco, encino roble, encino carrocerero, encino chicharron, encino cuchara, encino cucharal, encino hojarasca, encino huaje, encino patitillo, encino prieto, excalahuate, izhcalahuate, jicarillo, nexchahuatl, urikoste, ahuatechalotl, auatla.

Usos

En el estado sólo se reporta el uso maderable que dan a esta especie, sin embargo se sabe que en varios estados de la Republica tiene diversos usos. La corteza se utiliza para aliviar dolores de encía, para curtir pieles y como fermentador en la preparación de bebidas de *Agave*. La bellota es consumida por algunos grupos étnicos (Pennington, 1969; Vázquez, 1992).

De acuerdo a las características anatómicas de esta especie, su madera se recomienda para la elaboración de: hormas de calzado, pisos industriales y de vehículos, muebles coloniales, cofres y baúles, diversos tipos de recipientes, partes de instrumentos musicales, descansos y pasamanos de escaleras, entre otros (De la Paz, 1985; Vázquez, 1992). Además, puede servir para elaborar pulpa para papel, aunque de no muy buena calidad (De la Paz, 1982; Vázquez, 1992).

Arbutus xalapensis H. B. K.

La siguiente información que describe a esta especie fue tomada de Niembro (1986)

Descripción taxonómica

Árbol perennifolio, de 5 a 15(-25) m de alto; corteza rojiza, lustrosa y exfoliante en láminas, a veces dejando el tronco desnudo; ramillas jóvenes tomentosas con pequeños pelos glandulares; peciolo de 2 a 3 cm de largo, pubescentes a glabrescentes; hojas elípticas, ovaladas, oblongas a lanceoladas; aserradas, ocasionalmente enteras, de 5 a 14 cm de largo; de 3 a 6 cm de ancho, ápice redondeado, agudo o acuminado, base obtusa a cordada, raramente oblicua; haz hirsuto, con pubescencia blanquecina en la nervadura central, a veces glabro, con frecuencia rojizo; envés aterciopelado-pubescente o esparcidamente hirsuto; panículas de 5 a 10 cm de largo, de muchas flores, raquis y ramillas densamente tomentosas, a veces con pequeños y escasos pelos glandulares; pedicelos de 6 a 9 mm de largo, de 2.2 a 3.2 mm de ancho, ciliadas; bracteolas en la base del pedicelo, de 1.5 a 3.2 mm de largo, lanceoladas a elípticas, opuestas, ciliadas; lóbulos del cáliz libres, ovado-deltoides, de 2 a 3 mm de largo; de 1.7 a 2 mm de ancho, agudos a acuminados, rojizos, amarillentos o verdosos, escasamente ciliados; corola urceolada, blanco-amarillenta, de 8 a 10 mm de largo, de 5 a 8 mm de ancho, glabra por fuera, pubescente a pilosa por dentro; estambres 10, filamentos de 2.5 a 3 mm de largo, ensanchados de la base, densamente pubescente; anteras pardo-amarillentas, de 1.3 a 1.7 mm de largo, de 0.7 a 0.9 mm de ancho, glabras; ovario papiloso, densamente tomentoso

a glabro; estilo columnar, glabro, de 2.5 a 4.5 mm de largo, estigma capitado; fruto papiloso de color anaranjado a pardo-rojizo, de 4 a 10 mm de diámetro; semillas pardo amarillentas, de 1.5 a 3 mm de largo, fusiformes, reticuladas. Especie de comportamiento bimodal, con dos máximos de caída de hoja al año; el mayor de agosto a octubre y otro más pequeño de diciembre a enero. El primer pico de caída coincide con la época de lluvias.

Distribución

Chihuahua, Nuevo León, Durango, Sinaloa, Jalisco, Oaxaca, Michoacán, San Luis Potosí, Guanajuato, Hidalgo, Puebla, Tlaxcala y Veracruz.

Hábitat

Forma parte del matorral xerófilo, de los bosques de *Quercus* y de coníferas. Se encuentra entre los 1 600 y los 2 700 m s n m.

Principales productos y utilización

Su principal producto es la madera, muy preciada para la fabricación de artesanías como ensaladeras, dulceros, especieros, floreros, platos, saleros, juguetes, cofres, licoreras, etc. La madera se recomienda para la fabricación de chapa, muebles, decoración de interiores y carbón. La corteza contiene tanino y se utiliza para curtir pieles. La infusión que se obtiene de su cocimiento se emplea en medicina casera como astringente en casos de diarrea.

Los frutos tienen propiedades narcóticas. En algunos lugares se cultiva como planta de sombra y ornato en parques y jardines por la belleza de sus flores blancas y por lo atractivo de sus pequeños frutos rojos.

Normatividad

SEMARNAP (2010) menciona que por su uso como planta artesanal, maderable y tanante debería estar regulada por la norma oficial mexicana NOM-005-RECNAT-1997, mientras que su uso como forrajera, medicinal, ornamental y como venenosa-tóxica, por la NOM-007-RECNAT-1997.

Pinus teocote Schl. & Cham.

Descripción taxonómica

Árbol por lo común de 10 a 20 metros, pero varía entre 8 y 25, de copa redondeada e irregular; ramas desigualmente distribuidas y follaje denso y erguido; corteza de color grisáceo, por fuera y algo naranjado o amarillento por dentro, delgada al principio y después áspera y rugosa, dividida en grandes placas longitudinales. El tronco emite ocasionalmente retoños. Las ramillas son ásperas, de color moreno o rojizo, frecuentemente con tinte ceniciento en sus partes tiernas. Las bases de las brácteas son caedizas. Hojas en grupos de tres, por rareza dos o cuatro en algunos fascículos, por lo general de 10 a 15 cm., fuertes y tiesas, anchas hasta cerca de dos milímetros, por excepción delgadas, de bordes aserrados, con dienteillos pequeños y próximos; su color

es verde brillante, comúnmente con tinte amarillento; con estomas en las tres caras. Sus haces vasculares son dos, muy pocos separados y bien distintos y rodeados de numerosas células de refuerzo; sus canales resiníferos son medios (por excepción con uno interno) y en número que varía de dos a siete. Las paredes exteriores de las células del endodermo son engrosadas y el hipodermo es grueso, biforme y frecuentemente presenta entrantes irregulares en el clorénquima. Las vainas son persistentes, de cinco a ocho milímetros en los fascículos adultos y de diez a quince en los jóvenes, escamosas y de color castaño oscuro. Las yemas son cilíndricas, más o menos resinosas. Los amentos masculinos tienen ensanchamientos largamente cilíndricos en la base. Los conillos son subterminales; rara vez laterales, solitarios o agrupados, pedunculados, casi ovoides, atenuados hacia los extremos, particularmente hacia la base, con escamas opacas o moreno lustrosas, transversalmente aquilladas, con una punta dorsal pequeña. Conos ovoides u ovoide cónicos, rara vez subcilíndricos, de 4 a 6.5 cm., a veces 7; simétricos o casi simétricos, por lo común reflejados, en cortos pedúnculos de 5 a 8 mm., pero a veces de 10 a 12 y en ocasiones subsésiles o sésiles. Por lo general son pronto caedizos, de color moreno algo lustroso, a veces con tinte ocre o rojizo; se encuentran por pares, pero a veces solitarios o en grupos de tres a cuatro. Escamas pequeñas de 15 a 20 mm. de largo por ocho a 10 de ancho, con apófisis aplanadas o ligeramente protuberantes, carinadas, con espinita corta y comúnmente caediza. Semilla negruzca, de unos 4 mm., con ala de unos 15 de largo por 5 de ancho, de color moreno. El cono es frecuentemente muy pequeño (de 2.5 a 4 cm) (Martínez, 1948).

Distribución

Se distribuye naturalmente desde los 15°N a los 29° 10'N en México, América del norte; también ha sido reportada en Guatemala (CATIE, 2003). Tiene una amplia distribución en México, extendiéndose desde el sur de Chihuahua hacia el sur, a lo largo de la Sierra Madre Occidental, hasta Chiapas (Figura 2). En la Sierra Madre Oriental esta distribución se extiende del sur de Coahuila y Nuevo León hasta Hidalgo, México y Puebla (Perry, 1991).

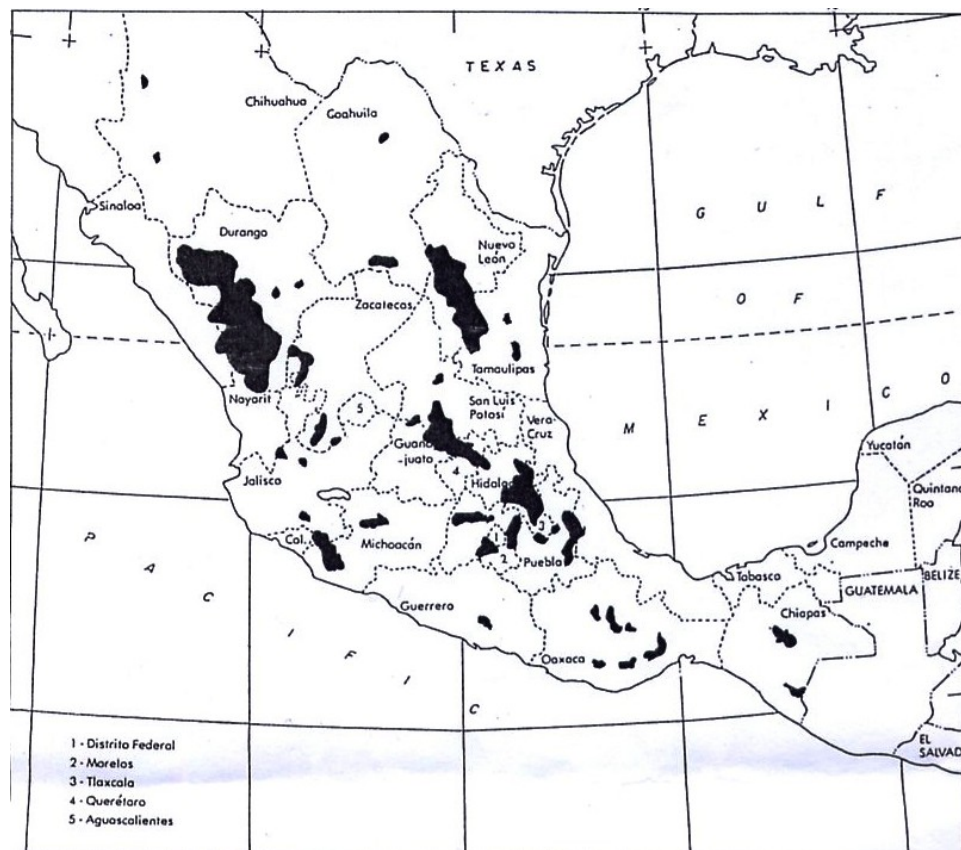


Figura 2. Distribución de *Pinus teocote* (Adaptado de Perry, 1991).

Altitud

Generalmente se encuentra en altitudes que varían entre 1400 a 3000 m. Sin embargo, Perry (1991) menciona que en México *P. teocote* se encuentra entre un intervalo altitudinal de 1000-3000 m s.n.m.

Hábitat

Esta especie crece sobre una gama tan amplia de condiciones, con precipitaciones anuales de 600 a 1500 mm y una temperatura promedio de 14°C, con temperaturas extremas de -14 a 38°C (CATIE, 2003). En la parte sur de su distribución generalmente se desarrolla en ambiente secos. Es una especie resistente a la sequía pero nunca alcanza grandes dimensiones bajo condiciones secas. En la parte norte, en Durango y Nuevo León, los grupos de arboles usualmente crecen en ambientes húmedos, sitios bien drenados. A mayores altitudes la nieve de las heladas se precipita durante los meses de invierno y a bajas altitudes, en ambientes secos y rocosos, las especies sobreviven a muy altas temperaturas. Crece en rodales abiertos en asociación con muchas especies de pinos incluyendo *Pinus montezumae* Lamb., *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham., *P. rudis* Endl., *P. chihuahuana* Engelm., *P. cembroides* Zucc., *P. engelmannii* Carr., *P. oocarpa* Schiede ex Schltdl., *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., y *P. lawsoni* Roetzl ex Gordon (Perry, 1991).

Nombres comunes

Perry (1991) reporta los siguientes nombres comunes de *P. teocote*: ocote, ocotl, pino real, pino chino, además de otros (CATIE, 2003), los cuales son pino colorado y pino rosillo.

Usos

La madera es fuerte y de buena calidad, y se usa para construcciones y como combustible. La albura es de color amarillo pálido y el duramen ligeramente oscuro. Se utiliza para durmientes, puntales para minería y postes. Esta especie se encuentra entre las mejores productoras de resina, junto con *P. leiophylla*, *P. lawsoni*, *P. pringlei*, *P. oocarpa* y *P. michoacana*, todas ellas de clima tropical (CATIE, 2003).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el predio Innominado de 30 ha, perteneciente a la comunidad Teotlacingo, Chignahuapan, Puebla; el cual presentó una exposición sureste. Se eligió este predio ya que presentó un incendio el 24 de abril del año 2008. Este incendio a pesar de ser superficial fue intenso, ya que encontramos hasta 9 m de altura letal en los árboles. CONAFOR (2008) reportó que afectó 6.89 ha (Anexo 2), con diferentes intensidades y severidades, sobre fuertes pendientes (43-63%). La evaluación del arbolado se realizó un año después de que el área fue afectada por el fuego.

Descripción el área de estudio

Localización

El área de estudio se localiza en el municipio de Chignahuapan, de la región norte del Estado de Puebla, que pertenece al sistema montañoso Sierra Madre Oriental. Geográficamente el municipio de localiza en los paralelos 19° 39' 42" y 19° 58' 48" de latitud norte y los meridianos 97° 57' 18" y 98° 18' 06" de longitud occidental (Arredondo, 2009).

Geología

La Sierra Madre Oriental tiene algunos afloramientos rocosos del mesozoico inferior, rocas ígneas del paleozoico y rocas metamórficas del precámbrico. Los componentes litológicos son calizas, pizarras, lutitas, areniscas y margas atravesadas por rocas ígneas

de carácter intrusivo y extrusivo. Los suelos son de origen andosol y litosol húmicos de textura media, con profundidades de 50 cm. El espesor de la materia orgánica varía entre 5 y 20 cm de profundidad, la pedregosidad es media. La Sierra Norte de Puebla presenta accidentes del terreno muy variables, existen elevaciones importantes como la de Huintepec, Las Palmas, Zotlango, El Peñón del Rosario entre otras (Treviño, 1985). Las fuertes pendientes son frecuentes en toda la zona y fluctúan de 5 a 65% y en algunas partes presentan cortes rectos (Ortega, 1990).

Clima

De acuerdo con la clasificación Köppen, modificada por García (1973), el clima es de tipo: C (W''2) (W) b(i), cuya descripción es la siguiente: C (W''2)= templado subhúmedo con lluvias en verano, cociente P/T mayor de 55.3, es el más húmedo de los subhúmedos, presenta sequía intraestival en medio verano (W), porcentaje de lluvia invernal menor de 5% de la anual. b= verano fresco largo, temperatura media del mes más caliente entre 6.5 y 22° C. (i)= la oscilación de las temperaturas medias mensuales entre 5 y 7°C (con poca oscilación).

Hidrografía

El municipio es recorrido por ríos pertenecientes a la cuenca del Tecolutla; uno de sus principales formadores, el Ajajalpan, corre por el valle intermontañoso por más de 25 km; a su paso, recibe numerosos afluentes que bañan el norte y sur destacando el Chinahuapan y la Magdalena, San Pedro, Arroyo Hondo, Río Blanco, etcétera. Los

arroyos que se dirigen hacia el norte, se concentran formando el Atotonilco, afluente del Necaxa que a su vez es tributario del Tecolutla (Arredondo, 2009).

Vegetación

El tipo de vegetación que se presenta en el área de estudio corresponde a bosques de coníferas y latifoliadas, predominando los estratos arbóreos siguientes; bosques de pino, pino-encino, pino-oyamel, pino-encino-otras latifoliadas (Ortega, 1990). Del género pino se encuentran las siguientes especies: *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., *Pinus teocote* Schl. & Cham., *Pinus pseudostrobus* Lindl., *Pinus ayacahuite* Ehrenb. ex Schltdl., *Pinus montezumae* Lamb., *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham., *Pinus rudis* Endl. Otros géneros presentes son: *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham., *Quercus* spp., *Alnus* spp., *Arbutus* spp., *Cupressus* spp., *Juniperus* spp. (Almonte, 1992). Cuenta con una gran variedad de especies forestales, mismos que son explotados y que convierten el municipio en uno de los principales productores de madera a nivel estatal (Arredondo, 2009).

Etapas de campo

El trabajo de campo, consistió en las siguientes actividades y toma de datos en un formato de campo (Anexo1):

1. Se realizó un muestreo aleatorio, procurando que los sitios representaran la condición del área incendiada (Figura 3) y testigo (área no incendiada recientemente

que corresponde a la Figura 4), respectivamente. En total se muestrearon 16 sitios circulares de 200 m², ocho en el área incendiada y ocho en el área testigo, se ubicaron con GPS y una cuerda compensada. El área muestreada fue de 1600 m² en el área incendiada y 1600 m² en el área testigo, para un total de 3200 m² en el caso de árboles. En los sitios de muestreo pequeños de 1 m² (Figura 5), se contó el número de plántulas de semilla; estos se ubicaron dentro de los sitios circulares de 200 m²; en total el área muestreada fue de 16 m² (8 m² en el área en cada área).



Figura 3. Área incendiada un año después en el bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla.



Figura 4. Panorama del área testigo en el bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla.



Figura 5. Sitio de 1 m² en el cual se contó el número de plántulas de especies arbóreas.

2. En cada sitio se obtuvieron las siguientes variables con un GPS, clinómetro y brújula:

- Coordenadas
- Pendiente
- Altura sobre el nivel del mar
- Exposición

3. Se muestrearon 375 árboles, 199 en el área incendiada y 176 en el área testigo. A cada uno de ellos, con la ayuda de cinta diamétrica, pistola haga, flexómetro y brújula se les midió las siguientes variables:

- Especie. Se identificaron en campo y se colectaron algunas muestras de cada una para corroborar en gabinete.
- Condición del árbol. Si un árbol presentó la parte aérea viva (follaje verde o chamuscado en recuperación) se consideró *vivo* (Figura 8); *muerto en la parte aérea* (Figura 7) cuando el árbol presentaba algún rebrote, aunque la parte aérea estuviera quemada; y *muerto* (Figura 6) cuando presentó la parte aérea y subterránea muertas, lo que se evidencio por la muerte de la parte aérea y la ausencia de rebrotes a un año del incendio forestal.



Figura 6. Árbol muerto de *Arbutus xalapensis* en el área incendiada.



Figura 7. *Pinus teocote* con muerte de la parte aérea y recuperación mediante rebrote, en el área incendiada.



Figura 8. Árbol vivo de *Quercus crassifolia* con rebrotes basales, en el área incendiada.

- Altura total. Desde la base del árbol hasta la punta del mismo.
- Diámetro normal. Se midió a 1.30 metros de altura.
- Número de rebrotes. Se contó el número de rebrotes presentes en la base del árbol.
- Longitud de tres rebrotes de la base. En cada árbol se identificaron tres rebrotes, a los cuales se les midió la longitud.
- Altura a la que se encuentra la cicatriz de la llama sobre el tronco. Se identificó la cicatriz de la llama, ya que el incendio deja una marca de quema (Figura 9) sobre el tronco, de esta manera se midió la distancia que existía entre la base del árbol y la parte más alta de la cicatriz.



Figura 9. Imagen de un árbol de *Quercus crassifolia* con cicatriz de la llama sobre el tronco.

- Altura letal. La altura letal se midió desde la base del árbol hasta la parte en la que el fuego afectó el follaje.
- Dirección de avance del fuego. La dirección de avance del fuego se identificó por sitio, tomando en cuenta la marca del incendio sobre los árboles; la parte más alta de esta, marca la dirección de avance del fuego.
- Presencia de bromelia. Si el árbol presentaba alguna bromelia se midió la altura a la que se encontraba además de identificar si estaba viva o muerta y, en el primer caso, si contaba con rebrote.

Análisis estadístico

Se capturó la información recabada en campo. Se obtuvo la distribución diamétrica de los árboles vivos y muertos de las tres especies con mayor presencia en las dos condiciones; además de la densidad de cada especie arbórea presente. También se obtuvo la densidad de regeneración en ambas áreas. Se comparó mediante una prueba de t, el porcentaje de mortalidad y el número de árboles con rebrote, entre las áreas testigo y la incendiada.

Posteriormente con la ayuda del programa SAS se determinó tanto la probabilidad de rebrote, como la probabilidad de mortalidad, en las diferentes especies con el siguiente modelo logístico:

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

Donde:

P = probabilidad del evento (rebrote, muerte)

e = base de los logaritmos naturales = 2.7182

α = constante de la regresión

$\beta_1, \dots, \beta_n$ = constantes asociadas a las variables independientes

$X_1, \dots, X_n$ = variables independientes (pendiente, altura total, altura de cicatriz, etc.)

Por otra parte, se determino el número de rebrotes de cada especie en ambas áreas con el siguiente modelo:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n \dots \dots \dots (2)$$

Donde:

Y = (número de rebrotes)

β_0 = es la ordenada del punto de intersección con el eje Y

$\beta_1, \dots, \beta_n$ = constantes asociada a la variables independientes

$X_1, \dots, X_n$ = variables independientes (pendiente, altura total, altura de cicatriz, etc)

Los análisis estadísticos se hicieron con el programa SAS para microcomputadoras, usando los procedimientos proc ttest, proc logistic y proc glm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de la vegetación

El cuadro 1 presenta las especies de árboles encontradas, el número de árboles muestreados, porcentaje de árboles muertos en parte aérea y subterránea, y porcentaje de árboles que presentaron rebrotes.

Cuadro 1. Número de árboles muestreados y condición de los mismos en porcentaje.

Especies	Área Incendiada				Área Testigo			
	No. Total	Muertos (%)	Vivos (%)	Rebrote (%)	No. Total	Muertos (%)	Vivos (%)	Rebrote (%)
<i>Q. crassifolia</i>	132	6.8	93.2	81.1	92	1.1	98.9	18.5
<i>A. xalapensis</i>	45	6.7	93.3	93.3	19		100.0	5.3
<i>P. teocote</i>	20	45.0	55.0	25.0	26	7.7	92.3	34.6
<i>Q. obtusata</i>					36		100.0	11.1
<i>Q. laeta</i>					2		100.0	
<i>Q. castanea</i>	1		100.0					
<i>Q. laurina</i>	1		100.0					
<i>P. patula</i>					1		100.0	
Total	199	10.6	89.4	77.4	176	1.7	98.3	17.6

En total se obtuvo una muestra de 375 árboles, con dominancia de *Quercus crassifolia* de las ocho especies encontradas, la proporción total de árboles muertos en el área incendiada (10.6%) fue mayor que en el área testigo (1.7%); la proporción de árboles con rebrote fue mucho mayor en el área incendiada (77.4%) que en el área testigo

(17.6%), cabe mencionar que los rebrotes fueron principalmente en la base, en menor cantidad en raíz y tocón. Las especies rebrotadoras del área son: encino (*Quercus crassifolia*), madroño (*Arbutus xalapensis*), ocote (*Pinus teocote*) y *Q. obtusata*.

Esto muestra que el bosque de encino-pino es un ecosistema adaptado al fuego y que requiere de la presencia del mismo para poder mantenerse, esto coincide con lo que mencionan Spurr y Barnes (1980) citado por Marquez *et al.* (2005): las especies del bosque de encino-pino generalmente presentan adaptaciones para sobrevivir o regenerarse después de la ocurrencia de un incendio; la mayoría de las especies de *Quercus* rebrotan vegetativamente a partir de las ramas, tocones o raíces que han quedado en el sitio; a su vez los pinos pueden resistir incendios debido al grosor de su corteza y a la rápida pérdida de las ramas inferiores (autopoda) que impide que el fuego queme la copa.

Densidad de árboles en el área incendiada y testigo.

En el cuadro 2 se ve que el área incendiada presentó mayor densidad (995 árboles/ha) que el área testigo (880 árboles/ha). El encino (*Quercus crassifolia*) fue la especie con la mayor densidad (660 árboles/ha en el área incendiada y 460 árboles/ha en el área testigo), seguida del madroño (*Arbutus xalapensis* con 225 árboles/ha en el área incendiada y 95 árboles/ha en el área testigo), el ocote (*Pinus teocote* con 100 árboles/ha en el área incendiada y 130 árboles/ha en el área testigo), y otro encino, *Q. obtusata* con 180 árboles/ha (sólo estuvo presente en el área testigo).

Cuadro 2. Densidad de árboles por especie en las dos condiciones.

Especie	Área incendiada (árboles/ha)	Área testigo (árboles/ha)
<i>Q. crassifolia</i>	660	460
<i>A. xalapensis</i>	225	95
<i>P. teocote</i>	100	130
<i>Q. obtusata</i>	0	180
<i>Q. laeta</i>	0	10
<i>Q. castanea</i>	5	0
<i>Q. laurina</i>	5	0
<i>P. patula</i>	0	5
Total	995	880

Choung *et al.* (2004) estudiaron las respuestas a los incendios a gran escala en el bosque de la costa este de Corea, concluyeron que los cambios significativos en el paisaje post-fuego pueden ser atribuidos a tres factores: (i) la eliminación selectiva de *P. densiflora* Siebold & Zucc. por especies de hoja caduca en masas puras o mezcladas con especies de hoja caduca (*Quercus mongolica* Fisch. ex Turcz., *Q. variabilis* Bl., *Q. dentata* Thunb., *Q. variabilis* Bl., *Q. serrata* Thunb., *Acer pseudo-sieboldianum* (Pax) Kom., *Styrax obassia*, *Robinia pseudoacacia* L.), (ii) la poca capacidad de resistencia de *P. densiflora*, y (iii) la mayor capacidad de la vegetación latifoliada para regenerar sitios a través de las tasas de crecimiento vigoroso y surgimiento rápido.

En el bosque de Chignahuapan se encontró un comportamiento similar, ya que aumentó la densidad de latifoliadas (encino y madroño) debido al bajo porcentaje de árboles muertos y la alta capacidad de recuperación de los individuos vivos por medio sexual y asexual mientras se redujo la densidad del ocote, por su mayor porcentaje de árboles muertos y su menor capacidad de recuperación después del incendio.

A continuación se presentan las gráficas de la distribución diamétrica (la categoría 0 corresponde a árboles < 2.5 cm) de las tres especies con mayor presencia en las áreas muestreadas (Figuras 10-15).

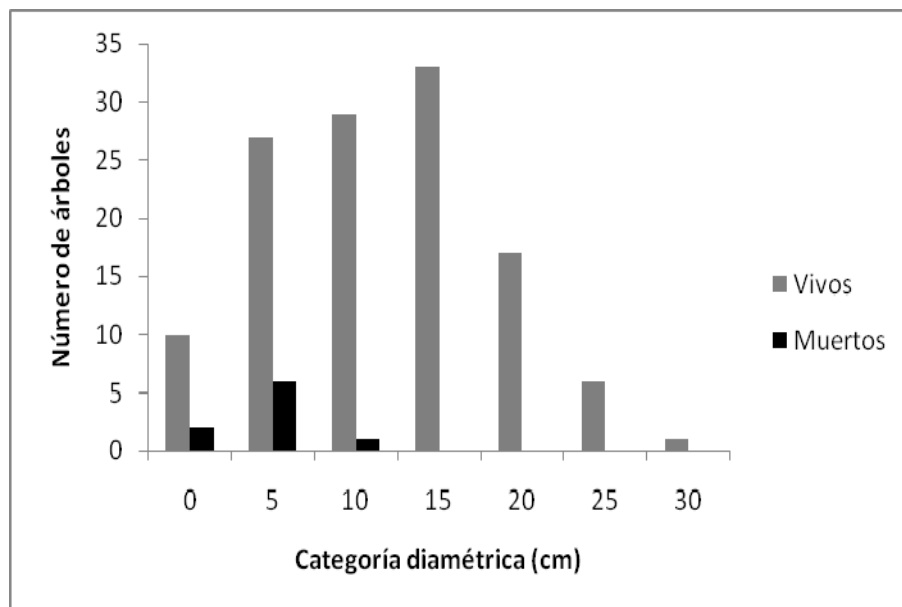


Figura 10. Distribución diamétrica de *Quercus crassifolia* en el área incendiada, y su condición.

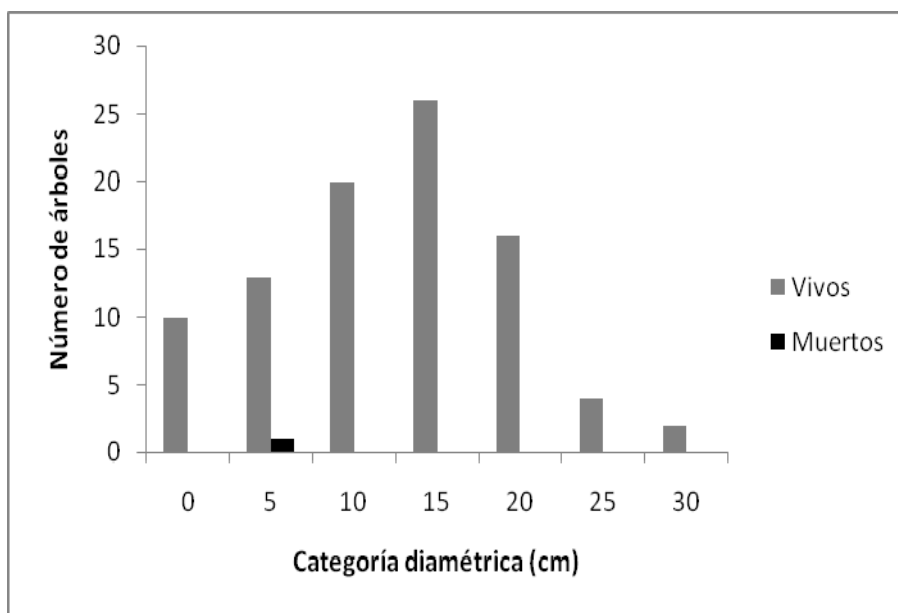


Figura 11. Distribución diamétrica de *Quercus crassifolia* en el área testigo, y su condición.

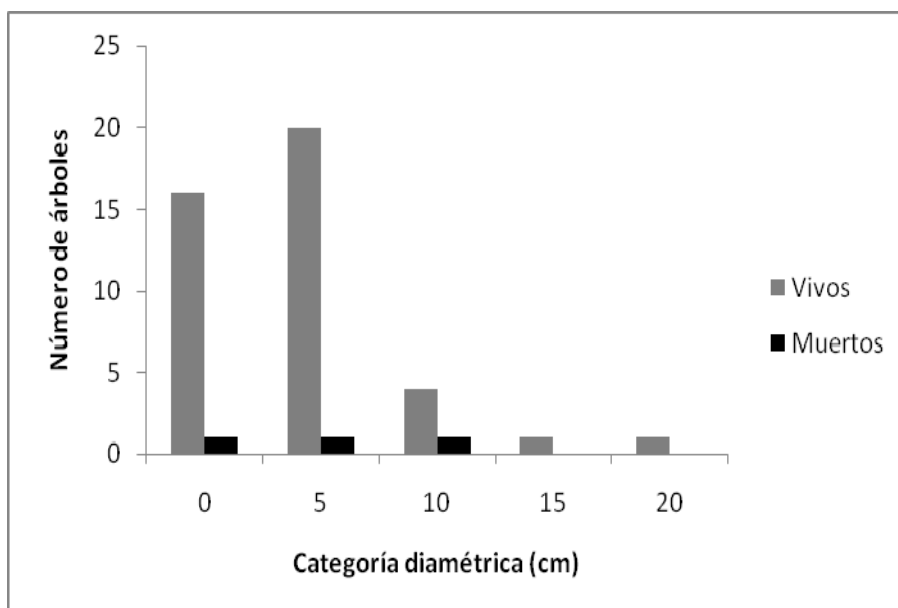


Figura 12. Distribución diamétrica de *Arbutus xalapensis* en el área incendiada, además de su condición.

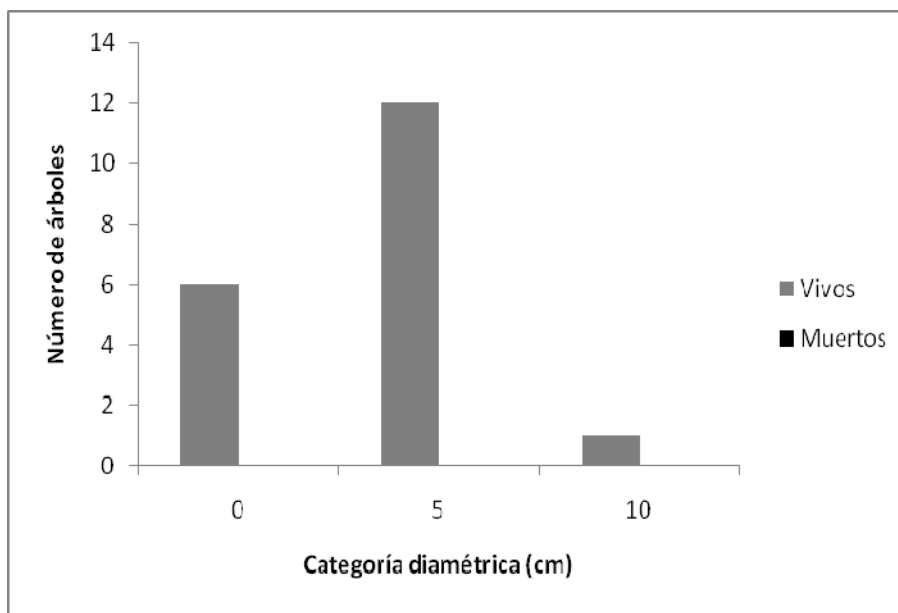


Figura 13. Distribución diamétrica de *Arbutus xalapensis* en el área testigo, además de su condición.

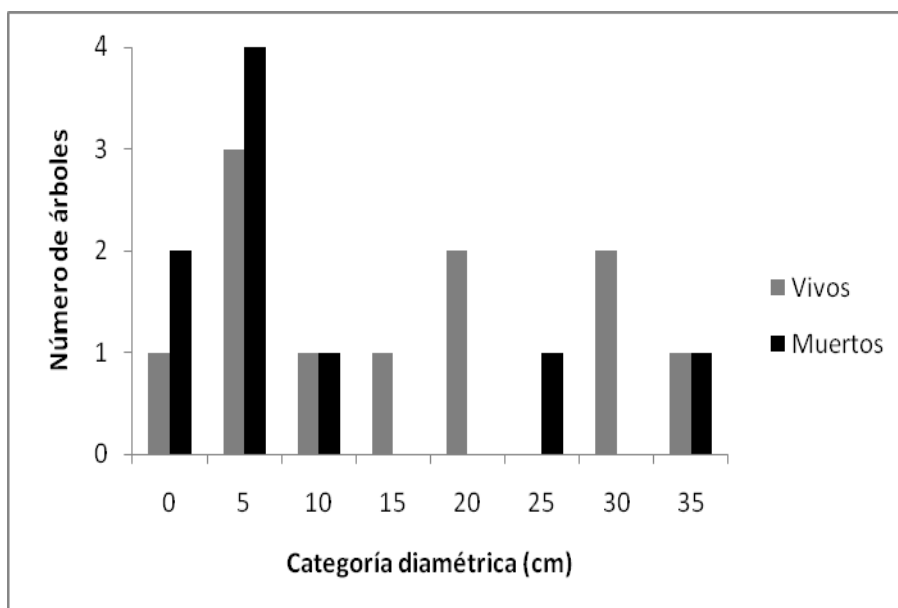


Figura 14. Distribución diamétrica de *Pinus teocote* en el área incendiada, además de la condición en la que se encontraron.

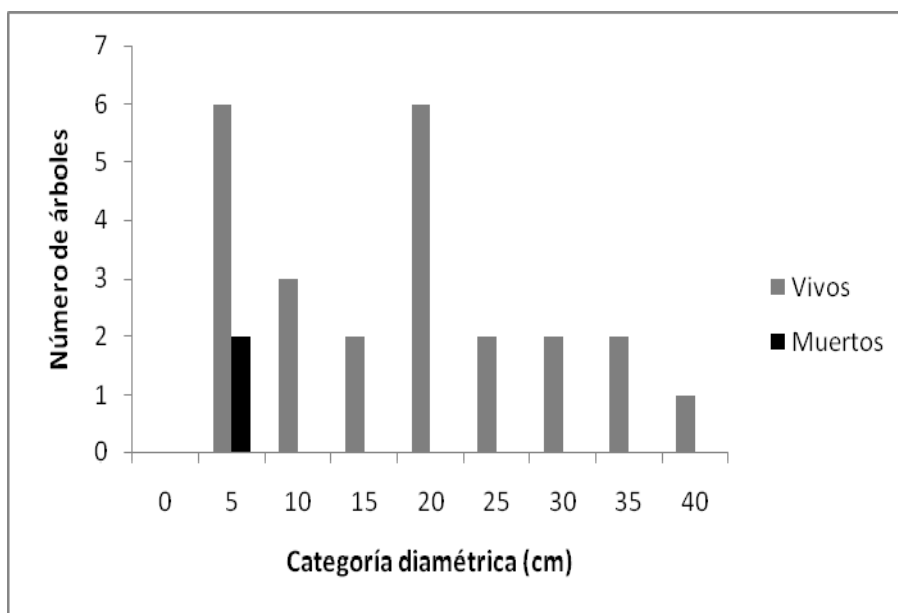


Figura 15. Distribución diamétrica de *Pinus teocote* en el área testigo, así como su condición.

De las figuras referidas se aprecia que el encino tiende a formar rodales coetáneos, con una moda de categoría diamétrica de 15 cm. El mismo caso es para el madroño, con la moda de categoría diamétrica de 5 cm. Ambas especies forman rodales jóvenes, con individuos en un intervalo de altura total de 1.3 a 20 m en el caso de *Quercus crassifolia* y para *Arbutus xalapensis* de 1.3 a 10 m. En el caso del ocote, se aprecia un intervalo de altura total de 1.6 a 23 m, hay pulsos de regeneración en el área testigo, que corresponden a las categorías diamétricas de 5 y 20 cm.

En los encinos la rebrotación ante la muerte de la parte aérea, puede ser una de las causas por las que se mantienen categorías diamétricas bajas (Rodríguez y Myers, 2010), además de que en la zona se tiende a cortar los encinos para beneficiar el pinar. En cambio el pino sufre mayor mortalidad y se regenera por semilla después de los

incendios, lo que origina distintas cohortes. La mortalidad de las latifoliadas en el área incendiada se concentra en las categorías diamétricas bajas (0, 5 y 10 cm) con un intervalo de altura de 1.5-6 m. En cambio, en el pino se observa mortalidad (aunque baja) en casi todas las categorías diamétricas. Peña y Bonfil (2003) reportan una situación similar a la de las especies latifoliadas estudiadas en este trabajo, para *Quercus liebmanii* Oersted y *Quercus magnoliifolia* Née ya que menciona que las plántulas se recuperaron fácilmente después del fuego, y que la cobertura de los juveniles en general también se recuperó.

Densidad de rebrotes y regeneración

El número de rebrotes por hectárea calculado por especie, fue mucho mayor en el área incendiada que en la testigo; además el encino fue la especie con mayor rebrotación (9150 y 606 rebrotes/ha respectivamente), en segundo lugar el madroño (5000 y 13 rebrotes/ha), en tercero el ocote (344 y 406 rebrotes/ha). Estos resultados coinciden con otros obtenidos por Blankenship y Arthur (2006), donde los rebrotes aumentaron significativamente entre los años 1995 y 2003 tanto en roble (de 3206 a 7294 tallos/ha en unidades de fuego excluido; de 2375 a 8000 tallos/ha en las unidades quemadas dos veces), como en *Acer rubrum* L. (de 7672 a 26,867 tallos/ha), *Pinus strobus* L. tuvo 225 tallos/ha en aéreas con incendios excluidos y 0 unidades de tallos/ha en todas las unidades quemadas. En ambos casos, las especies latifoliadas presentan mayor densidad de rebrote que los pinos.

En cuanto a la regeneración por semilla del presente trabajo, se observó mayor presencia de plántulas de encino en el área incendiada (56 plántulas/ha) que en la testigo (6 plántulas/ha), aunque en ambos casos fue escasa, para las otras especies no se registró regeneración sexual un año después del incendio (cuadro 3).

Cuadro 3. Densidad de plántulas y rebrotes en las dos condiciones.

Especies	Área incendiada		Área testigo	
	Rebrotes /ha	Plántulas/ ha	Rebrotes /ha	Plántulas/ ha
<i>Quercus crassifolia</i>	9150	56	606	6
<i>Arbutus xalapensis</i>	5000		13	
<i>Pinus teocote</i>	344		406	
Total	14494	56	1025	6

Los resultados encontrados en esta área, se deben a que el encino es un especie que además de establecerse por medio de rebrotes exitosamente, también lo hace de forma sexual, debido a que las aves y roedores conservan las semillas enterrándolas en el suelo, de modo que quedan protegidas del fuego, y si no son comidas, después pueden germinar (Rodríguez, 1996). En el caso de madroño logró establecerse gracias a su alta capacidad de rebrote, sin embargo de momento no se observaron plántulas. El ocote no presentó regeneración por semilla, sin embargo hubo presencia de rebrotes basales y sobre el tronco.

Clemente *et al.* (2005) concluyen que el mejor crecimiento en rebrotadoras, que también se observó en este trabajo, puede atribuirse a varios factores: (i) el mantenimiento de las raíces funcionales, ya que las reservas almacenadas en la raíz pueden ser movilizados para apoyar tanto la elongación de ramas como el metabolismo de la raíz, (ii) mejora la absorción del agua, que tiene un efecto directo en el fomento y la prolongación de crecimiento, (iii) las altas tasas fotosintéticas y (iv) la alta disponibilidad de nutrientes. Esto gracias a la comparación de las características ecofisiológicas de plántulas y rebrotes en los primeros años después del fuego en dos especies semilladoras (*Cistus ladanifer* L. y *Cistus monspeliensis* L.) y en dos rebrotadoras (*Arbutus unedo* L. y *Pistacia lentiscus* L.), en el sur de Portugal.

Girón (2007), en Guatemala también encontró que los encinos (*Quercus* spp.) mostraron tanto rebrotes terrestres como regeneración natural, al igual que *Arbutus xalapensis* H.B.K. Algunos mostraron rebrotes aéreos de acículas en el caso de *Pinus* spp. y rebrote de follaje en el caso de *Alnus jorullensis* H.B.K. y *Chirantodendron pentadactylon* Larreat. Sin embargo, el pino sí presentó regeneración natural en el sitio quemado, con lo cual se puede decir que la respuesta de las especies puede variar dependiendo de las condiciones del lugar en que se encuentren, además de las características del incendio que se presente.

Longitud de los rebrotes basales

Se encontró que los rebrotes de encino y madroño tienen la misma longitud promedio (59 cm), sin embargo la longitud de los rebrotes del ocote es menor (25 cm) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Longitud promedio de rebrotes basales.

Especie	Longitud promedio (cm)
<i>Q. crassifolia</i>	59
<i>A. xalapensis</i>	59
<i>P. teocote</i>	25

Este comportamiento puede deberse a características específicas de cada especie, además de la presencia del fuego, ya que se sabe que la fotosíntesis neta, transpiración y la conductancia de la hoja fueron mayores para las plantas en el área quemada que el área testigo, gracias a un trabajo donde estudiaron las diferencias ecofisiológicas entre rebrotes del primer año después del incendio y vegetación sin quemar, en *Arbutus unedo* (siempre verde) y *Coriaria* (caducifolios) (Fleck *et al.*, 1995). Otros estudios realizados en Grecia por Konstantinidis *et al.* (2006), estudiaron los rebrotes de *Quercus coccifera*, los cuales muestran en el sitio quemado en septiembre mayor crecimiento inicial en altura que los del sitio quemado en mayo, y después de la edad de 12 meses es el mismo en ambos sitios. Estos resultados concluyen que la fecha de ocurrencia de incendios forestales en dicha área no afecta a las dimensiones finales de *Q. coccifera*, pero sí afecta la tasa de crecimiento inicial. También reportan que en el segundo sitio, sí hubo

diferencias significativas en altura; los rebrotes encontrados en exposición norte y oeste obtuvieron alturas mayores a los presentes en exposiciones sur y este. Para *Arbutus unedo*, se obtuvo que los rebrotes después del incendio de otoño crecieron en altura tres veces más rápido que los rebrotes después del incendio de primavera. El crecimiento de los rebrotes es mayor en la exposición norte y este que los que crecen sobre las exposiciones sur y oeste, independientemente de la temporada de quema.

Número promedio de rebrotes por árbol

Quercus crassifolia

De acuerdo a la prueba de t realizada, se encontró que existe diferencia significativa ($p < 0.001$) en el número de rebrotes por árbol entre ambas áreas, por lo que en el área incendiada hubo mayor número de rebrotes por árbol en comparación con el área testigo (Cuadro 5).

Cuadro 5. Comparación del número de rebrotes por árbol de *Quercus crassifolia* en el área incendiada y el área testigo.

Área	Número de rebrotes por árbol
Incendiada	11.90*
Testigo	1.07

* Significativo para un $\alpha \leq 0.001$ de acuerdo a la prueba de “t”.

Arbutus xalapensis

También en este caso existe diferencia significativa ($p < 0.001$) en el número de rebrotes por árbol entre ambas áreas, en el área incendiada hubo mayor número de rebrotes por árbol en comparación con el área testigo (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparación del número de rebrotes por árbol de *Arbutus xalapensis* en el área incendiada y el área testigo.

Área	Número de rebrotes por árbol
Incendiada	19.05*
Testigo	0.10

* Significativo para un $\alpha \leq 0.001$ de acuerdo a la prueba de “t”.

Pinus teocote

No existe diferencia significativa ($p = 0.3516$) en el número de rebrotes por árbol entre ambas áreas (Cuadro 7).

Cuadro 7. Comparación del número de rebrotes por árbol de *Pinus teocote* en el área incendiada y el área testigo.

Área	Número de rebrotes por árbol
Incendiada	5.0
Testigo	2.7

Los rebrotes basales son comunes en *Quercus* spp. En las coníferas lo son menos, pero se presentan, especialmente en las juveniles, después de los incendios. Tal es el caso de

Pinus rudis cerca de la colindancia entre los estados de México y Puebla, y de *P. rudis* y *P. hartwegii* en el Valle de México (Rodríguez, 1996). Similarmente, la *Sequoia* rebrota de la base de árboles cuyo tronco y copa fueron quemados, y el chamuscado de copa en *Eucalyptus* estimula la emisión de brotes epicormicos (Kimmins, 1987; Rodríguez, 1996).

El encino y el madroño tienen un alto número de rebrotes por árbol en el área incendiada, en comparación con el número de rebrotes por árbol de pino. La especie *Pinus hartwegii* está reportada con 7.8 rebrotes en promedio por árbol, en la Estación Forestal Experimental Zoquiapan, afectada por incendios superficiales poco intensos (Rodríguez, 1996).

Probabilidad de rebrote de *Quercus crassifolia*

Se obtuvo el siguiente modelo logístico con sus respectivos parámetros para calcular la probabilidad de rebrote en el área incendiada.

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(1.7433 - 0.1190DN + 0.5129ALET)}} \dots\dots\dots(3)$$

Donde: e = 2.7182, DN = diámetro normal (cm), ALET = altura letal (m)

El intercepto del modelo anterior tuvo una p=0.0338, el diámetro normal una p=0.0064 y la altura letal una p= 0.0318.

Los límites de confianza al 95% fueron (0.815-0.967) para el diámetro normal y (1.046-2.668) para la altura letal. La concordancia fue de 74.3% y la discordancia igual a 25.2%.

La probabilidad de rebrote de encino es alta, ya que se encuentra entre 21 y 99%; está en función del diámetro normal y la altura letal que tenga el árbol. Se encontró que a menor diámetro y a mayor altura letal, la probabilidad de rebrote mayor. Un árbol de 25 cm de diámetro normal (DN) tiene menor probabilidad de rebrote que un árbol de 10 cm. Un árbol de 20 cm de DN con una altura letal de 8 m, tiene la probabilidad de rebrote alta (97%). Por otro lado, si el mismo árbol tuviera una altura letal de 1 m la probabilidad de rebrote baja a 47% (Figura 16).

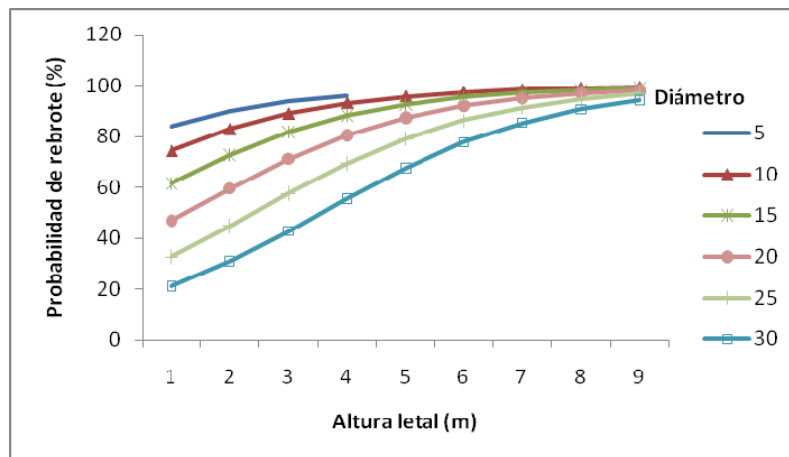


Figura 16. Probabilidad de rebrote de *Quercus crassifolia* por categoría diamétrica y altura letal, en el área incendiada.

De la gráfica referida también se aprecia que con poco daño (altura letal), es la juvenilidad de la que depende la rebrotación, pero con mucho más daño, los individuos de todas las edades presentaran una alta rebrotación. Así en la altura letal de 1 m, los árboles jóvenes de la CD de 5 cm, tiene más del 80 % de probabilidad de rebrotar; y aquellos más viejos, en la CD de 30 cm exhiben una probabilidad del orden de 20 %. En cambio con una altura letal de 8 m, todas las CD, es decir los individuos de diversas edades, muestran elevadas probabilidades de rebrote, superiores a 80 %.

Estos resultados sugieren que los árboles jóvenes, con mayor vigor, son mejores rebrotadores y que mientras mayor daño sufra la parte aérea, siempre que sobreviva la raíz, el árbol tenderá a rebrotar. Esta respuesta se puede asociar con las auxinas, pues el fuego inicia la regeneración de brotes por la muerte de la parte superior de la planta, el crecimiento de la mayoría de las yemas latentes o yema es controlada por un fenómeno llamado dominancia apical, por la hormona de crecimiento auxina; las hormonas de crecimiento en las raíces, especialmente citocininas, se translocan a las yemas y pueden causar germinación de ellas (Agee, 1993).

De la misma manera se presenta el modelo con sus respectivos parámetros para calcular la probabilidad rebrote de encino en el área testigo.

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(0.3093 - 0.1964ALT)}} \dots\dots\dots(4)$$

Dónde: $e = 2.7182$, ALT = Altura total del árbol (m)

El intercepto del modelo anterior tuvo una $p=0.5916$ y la altura una $p= 0.0402$. Los límites de confianza al 95% fueron (0.681-0.991) para la altura. La concordancia fue de 64.5% y la discordancia igual a 32.0%.

En el área testigo la probabilidad de rebrote depende de la juvenilidad del árbol, pues en individuos con 2 m de altura tal valor es de 33 %, pero en otro más viejo, con 14 m de altura, la probabilidad se reduce a (5%) (Figura 17). Se destaca que en este caso las máximas probabilidades de rebrotación son solamente un tercio de aquellas de las localidades quemadas.

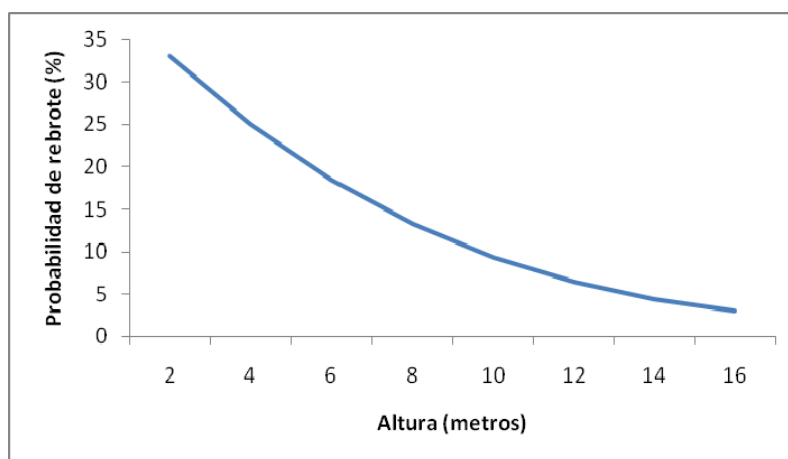


Figura 17. Probabilidad de rebrote de *Quercus crassifolia* respecto a la altura total, en el área testigo.

Probabilidad de Rebrote de *Arbutus xalapensis*

Ninguna variable logró explicar la probabilidad de rebrote de madroño en el área incendiada, ni en la testigo. Lo que se observó fue que 93.3% de los arboles presentes rebrotaron en el área incendiada y en la testigo sólo el 5.3%. Por lo tanto la presencia del fuego es la razón principal por la cual los arboles rebrotaron.

Probabilidad de Rebrote de *Pinus teocote*

Ninguna variable explicó la probabilidad de rebrote del ocote en el área incendiada. Lo que se puede mencionar, es que 25% de los árboles presentes exhibieron rebrote y en el área testigo solo el 34.6 % rebrote. Sin embargo, la variable altura logró explicar la probabilidad de rebrote del ocote en el área testigo y se obtuvo el siguiente modelo:

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(3.6231 - 0.4911 \text{ ALT})}} \dots\dots\dots(5)$$

Dónde: e = 2.7182, ALT = altura total del árbol (m)

El intercepto del modelo anterior tuvo una p=0.0228 y la altura una p= 0.0114. Los límites de confianza al 95% fueron (0.418-0.895) para la altura. La concordancia fue de 86.7 % y la discordancia igual 9.6%.

La figura 18 expresa gráficamente el modelo anterior, en ella se puede observar que los arboles con 2 m de altura la probabilidad de rebrotar es alta (93 %) y conforme la altura es mayor, tal probabilidad se reduce, ejemplo de ello es un árbol de 18 metros con 1 % de probabilidad de rebrote. Esta tendencia también denota el mayor vigor que tienen los individuos jóvenes para rebrotar.

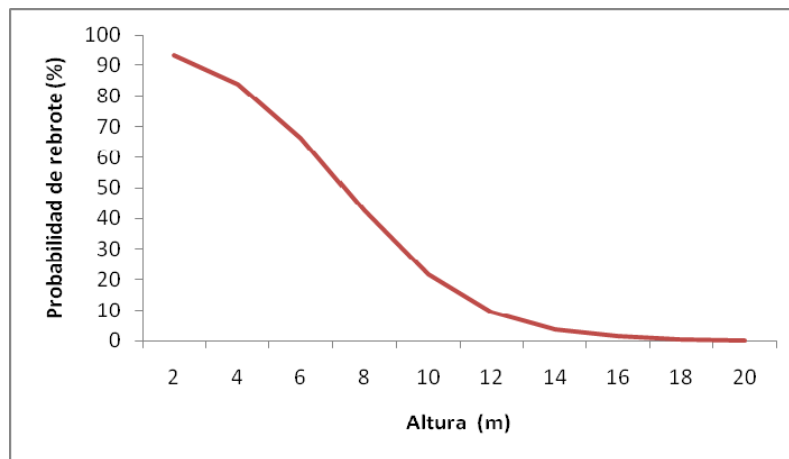


Figura 18. Gráfica del comportamiento de la probabilidad de rebrote en el área testigo de *Pinus teocote* por categoría de altura.

En general la probabilidad de rebrote en el área incendiada, para las tres especies es alta en árboles pequeños, y está explicada por el tamaño del árbol (diámetro normal y altura total) o por la altura letal del mismo; también se apreció que la probabilidad de rebrote es relativamente baja para encino en el área testigo. Conforme el árbol es más grande tiene menos posibilidad de rebrotar, ya que los arboles adultos están menos expuestos al fuego por su altura y mayor grosor de corteza, además de que las yemas están más protegidas por el follaje (Robbins y Myers, 1992; Flores, 2009). La respuesta que

presenta esta especie es similar a la de *Pinus oocarpa*, la cual está sometida a incendios frecuentes y, aunque los árboles adultos son resistentes, el renuevo es arrasado con frecuencia (Flores, 2009). Los arbolitos de 2-4 años rebrotan de la raíz cuando el fuego mata el tallo (Perry, 1991; Flores 2009)

En un estudio realizado en un pastizal norteño de California, dos semanas después del fuego se observaron rebrotes de la copa en un 80% de los árboles. La recuperación fue vigorosa; los árboles de *Q. lobata* Nee y los de *Quercus douglasii* Hook & Arn., produjeron rebrotes basales en árboles con 100% de chamuscado de la copa. El daño causado a la copa fue también un factor importante; los árboles con más del 40% de su corona chamuscada rebrotaron (Fry, 2008).

Huddle y Pallardy (1996) sometieron a tratamientos térmicos al suelo y la base de plántulas de *Acer rubrum* L., *A. saccharum* Marsh., *Quercus alba* L. y *Q. rubra* L. A pesar de la rápida pérdida de la capacidad fotosintética en respuesta a un tratamiento térmico en plántulas de *Quercus*, la supervivencia fue mayor en plántulas de *Quercus* que en plántulas de *Acer*, y se asoció con una mayor capacidad de rebrote. La mayor capacidad de rebrote de *Quercus* en comparación con *Acer*, parece ser una característica clave de la exitosa adaptación de las especies de *Quercus* al fuego.

Canadell y Lopez (1998) llegaron a la conclusión de que tubérculos de *Arbutus* y *Erica* tienen una doble función. La primera, es morfológica, almacenar oculto las yemas que rebrotan tras los disturbios, la segunda función es almacenar los carbohidratos no

estructurales y los nutrientes de apoyo para rebrotar después de los disturbios. Sin embargo, en perturbaciones con alta frecuencia (<2 años) puede llegar a la muerte de la planta. Todos los recursos del tubérculo (almidón y alimentos) se agotaron en gran medida después de varios cortes. Este estudio indica que el agotamiento total de las reservas de almidón es probablemente una de las causas de mortalidad de las plantas.

Es probable que las condiciones ambientales, por ejemplo exposición, afecte la emisión de rebrotes, pero hay casos en que no es así, por ejemplo Espelta *et al.* (2003), hallaron que *Quercus ilex* L. (perenne) y *Quercus cerrioides* Willk. & Costa (caducifolio) rebrotaron vigorosamente después del fuego en las diferentes condiciones ambientales estudiadas (calidades de sitio baja y alta). Por otra parte como consecuencia de la limpieza de plantas madre, apareció una nueva ola de rebrotes basales. El número de rebrotes fue mayor en *Q. ilex* que en *Q. cerrioides*; esto último evidencia la mayor capacidad de unas especies para rebrotar, entre las rebrotadoras, como también se halló en el presente estudio.

Número de rebrotes de *Quercus crassifolia*

Para el área testigo no se obtuvo ninguna tendencia. Sin embargo, para el área incendiada se obtuvo el siguiente modelo, para determinar el número de rebrotes de encino, en función de la altura total del árbol y la altura letal. Cabe mencionar que aunque el modelo resultó significativo ($p < 0.0001$ para intercepto, $p = 0.0261$ para altura total y $p = 0.0079$ para altura letal), su R^2 fue muy pobre (0.074451):

$$Y = 10.32349925 + (-0.56027226 \text{ ALT}) + 1.73208665 \text{ ALET} \dots \dots \dots (6)$$

Dónde: Y = número de rebrotes, ALT = altura total (m), ALET = altura letal (m).

En la figura 19 se observa la representación gráfica del modelo mencionado anteriormente. En ella un árbol pequeño (5 m de altura) tiene mayor número de rebrotes (9) y éste disminuye hasta ninguno, cuando es más alto (25 m), si la altura letal es de 1m en ambos casos para esta última variable, un árbol con 10 m de altura y con poca altura letal (1m) tiene seis rebrotes, que aumentan a 20 rebrotes cuando la altura letal es de 9 m.

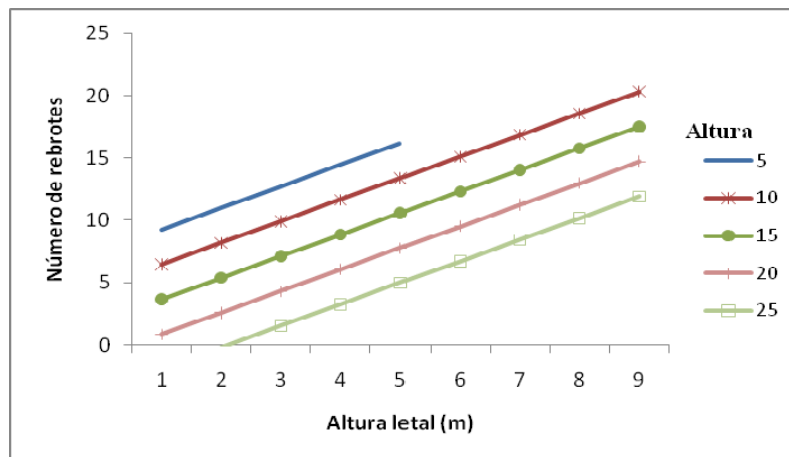


Figura 19. Comportamiento del número de rebrotes de *Quercus crassifolia* por categoría de altura en el área incendiada.

Número de rebrotes de *Arbutus xalapensis*

Con los datos del área incendiada se obtuvo el siguiente modelo, en el cual el número de rebrotes de madroño está en función de la altura letal del árbol:

$$Y = -5.597654449 + 9.024424471 * ALET \dots\dots\dots (7)$$

Dónde: Y = número de rebrotes, ALET = altura letal (m).

El modelo anterior arrojó una $p = 0.4413$ en el intercepto y una $p = 0.0008$ en la altura letal, pero una R^2 baja igual a 0.246117.

La figura 20 muestra que el número de rebrotes que puede tener un madroño depende de la altura letal del árbol. Los árboles con poca altura letal (1 m) tienen menor número de rebrotes (tres), pero conforme la altura letal aumenta (a 9 m, por ejemplo) el número de rebrotes también aumenta (hasta 76).

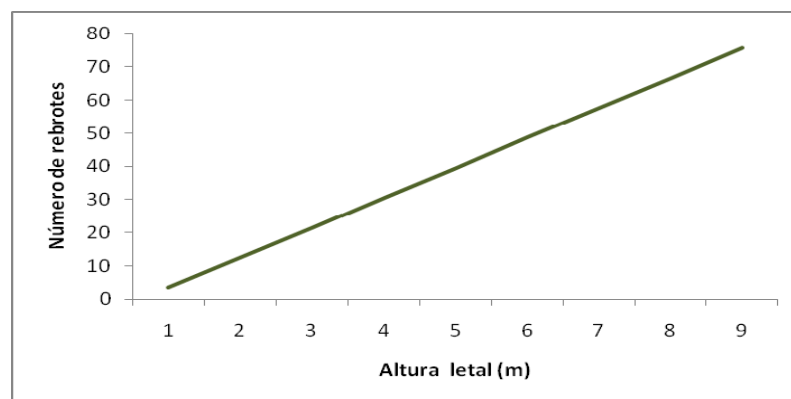


Figura 20. Tendencia del número de rebrotes de *Arbutus xalapensis* por altura letal, en el área incendiada.

Con los datos del área testigo no se obtuvo ninguna tendencia, con ninguna variable se logró estimar el número de rebrotes de esta especie, ya que sólo se encontró un árbol con dos rebotes en la base del mismo.

Número de rebrotes de *Pinus teocote*

Con los datos del área incendiada se obtuvo el siguiente modelo, en función del diámetro normal:

$$Y = 11.65014973 - 0.42678907DN \dots\dots\dots(8)$$

Dónde: Y = número de rebrotes, DN = diámetro normal (cm).

Del modelo anterior se obtuvo una $p = 0.0029$ en el intercepto y una $p = 0.0190$ para el diámetro normal, así como una $R^2 = 0.475003$. Con ello podemos decir que el modelo es confiable para predecir el número de rebrotes de ocote un año después del incendio.

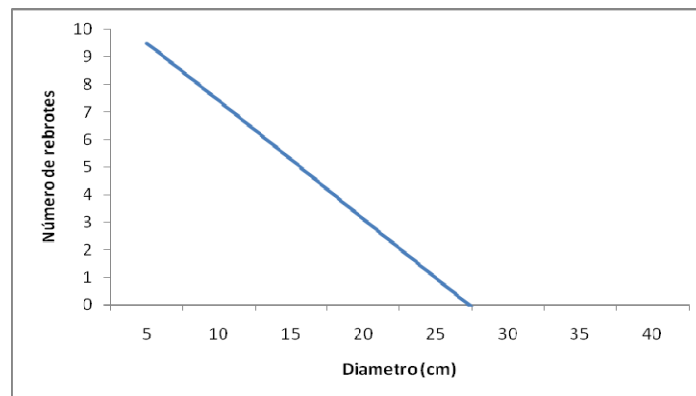


Figura 21. Tendencia del número de rebrotes de *Pinus teocote*, por categoría diamétrica, en el área incendiada.

Para determinar el número de rebrotes por árbol de ocote en el área testigo se obtuvo el siguiente modelo, como función del diámetro normal del árbol:

$$Y = 6.417444239 - 0.206779702DN \dots \dots \dots (9)$$

Dónde: Y = número de rebrotes, DN = diámetro normal (cm).

El modelo anterior arrojó una $p = 0.0005$ para el intercepto y una $p = 0.0130$ para el diámetro normal, y una $R^2 = 0.249250$.

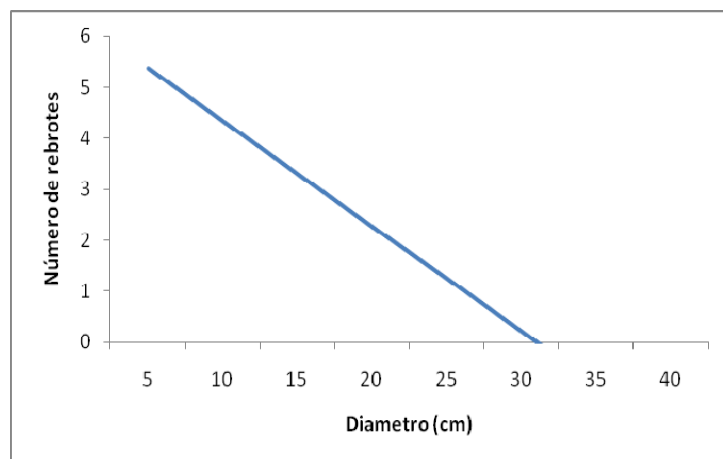


Figura 22. Comportamiento del número de rebrotes de *Pinus teocote* por categoría diamétrica en el área testigo.

El número de rebrotes de ocote que se obtuvo para diferentes diámetros normales mediante el modelo, fue similar en ambas áreas (incendiada y testigo). En las figuras 21 y 22 se puede apreciar que hay (9 y 5 rebrotes) en árboles pequeños (5 cm de DN) y que disminuyen hasta 0 cuando el diámetro normal alcanza 30 cm.

El número de rebrotes estimado por árbol en el área incendiada, para las tres especies es variable, el mayor valor se obtuvo en madroño (hasta 76 rebrotes), después encino (hasta 20 rebrotes), y por ultimo ocote (hasta 9 rebrotes). Catry et al. (2010) encontraron algo similar en un estudio un año después de un incendio en bosques mezclados del centro de Portugal, las coníferas no presentaron rebrotes (*Pinus pinaster* Ait. y *Pinus pinea* L.) y *Q. suber* fue la más tolerante al fuego de las especies de hoja ancha (*Castanea sativa* Mill., *Crataegus monogyna* Jacq., *Eucalyptus globulus* Labill., *Fraxinus angustifolia* Vahl., *Olea europaea* L. var. *sylvestris* Brot., *Pistacia lentiscus* L., *Quercus coccifera* L., *Quercus faginea* Lam. ssp. *Broteroi*, y *Quercus suber* L), ya que el 99% de todos los árboles presentaron rebrote en la copa.

Porcentaje de árboles muertos

Quercus crassifolia

De acuerdo con la prueba de t realizada, no hay diferencia significativa en las diferentes áreas ($p = 0.0735$). En ambas áreas la mortalidad es similar (Cuadro 8).

Cuadro 8. Porcentaje de árboles muertos de *Quercus crassifolia* en las áreas incendiada y testigo.

Área	Árboles muertos (%)
Incendiada	6.8
Testigo	2.4

Si bien la intensidad del incendio no fue alta, como indican las máximas alturas letales registradas (9 m), destaca que la mortalidad es pequeña (6.8%) y esto es común con otros encinares. Como ejemplo después de una quema prescrita en un pastizal en California, el área monitoreada por cuatro años para determinar el efecto de quemas al finalizar la primavera, presentó una reducida mortalidad (1.9%) de encinos (Fry, 2008).

Arbutus xalapensis

En este caso tampoco existe diferencia significativa ($p = 0.0883$) en el porcentaje de árboles muertos entre ambas áreas, en el área incendiada se presentó un porcentaje bajo de árboles muertos (6.8%) y en el área testigo no hubo árboles muertos (Cuadro 9).

Cuadro 9. Porcentaje de árboles muertos de *Arbutus xalapensis* las áreas incendiada y testigo.

Área	Árboles muertos (%)
Incendiada	6.8
Testigo	0

Pinus teocote

No existe diferencia significativa ($p = 0.2415$) en el porcentaje de árboles muertos entre ambas áreas, por lo que en el sitio incendiado hubo aproximadamente el mismo porcentaje de árboles muertos en comparación con el testigo (Cuadro 10).

Cuadro 10. Comparación de árboles muertos de *Pinus teocote* en las áreas incendiada y testigo.

Área	Árboles muertos (%)
Incendiada	30
Testigo	4.1667

Número de árboles muertos.

Quercus crassifolia

De acuerdo con la prueba de t realizada, el número de árboles muertos es mayor en el área incendiada ($p = 0.008512$) (Cuadro 11).

Cuadro 11. Comparación de árboles muertos de *Quercus crassifolia* en las áreas incendiada y testigo.

Área	Árboles muertos/ha
Incendiada	62.5*
Testigo	6.25

*: Significativo para una $\alpha \leq 0.001$ de acuerdo a la prueba de “t”.

Arbutus xalapensis

En este caso no existe diferencia significativa ($p = 0.0796$) en el número de árboles muertos entre ambas áreas, en la zona incendiada hubo aproximadamente el mismo número de árboles muertos que en la no afectada (Cuadro 12).

Cuadro 12. Comparación de árboles muertos de *Arbutus xalapensis* las áreas incendiada y testigo.

Área	Árboles muertos/ha
Incendiada	18.75
Testigo	0.00

Pinus teocote

No existe diferencia significativa ($p = 0.2839$) en el número de árboles muertos entre ambas áreas, por lo que en el sitio incendiado hubo aproximadamente el mismo número de árboles muertos en comparación con el testigo (Cuadro 13).

Cuadro 13. Comparación de árboles muertos de *Pinus teocote* en las áreas incendiada y testigo.

Área	Árboles muertos/ha
Incendiada	112.5
Testigo	25

Probabilidad de mortalidad de *Quercus crassifolia*

Para calcular la probabilidad de mortalidad total de encino en el área incendiada se obtuvo el siguiente modelo logístico:

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(0.7996 - 0.2382 \text{ DN})}} \dots\dots\dots(10)$$

Dónde: $e = 2.7182$, DN = diámetro normal (cm)

El intercepto del modelo anterior tuvo una $p=0.1724$, y el diámetro normal arrojó una $p=0.0084$. Los límites de confianza al 95% fueron 0.660 y 0.941. La concordancia fue de 79.2% y la discordancia igual a 18%. La variable diámetro normal logro explicar la probabilidad de mortalidad de encino, la cual disminuye conforme el diámetro normal del árbol aumenta. El intervalo de esta probabilidad va de 0 a 23 %. Por lo tanto es más probable que muera un árbol de 4 centímetros que otro de 20 centímetros (Figura 23).

Para calcular la probabilidad de mortalidad de la parte aérea del encino en el área incendiada, se obtuvo el siguiente modelo:

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(4.7044 - 0.5659 \text{ DN})}} \dots\dots\dots(11)$$

Dónde: $e = 2.7182$, DN = diámetro normal (cm)

El intercepto del modelo anterior tuvo una $p<0.0001$ y el diámetro normal una $p<0.0001$. Los límites de confianza al 95% para el diámetro normal fueron 0.466-0.692. La concordancia fue de 95.1% y la discordancia igual a 3.8%.

La variable diámetro normal logró explicar la probabilidad de mortalidad de la parte aérea del encino, la cual disminuye conforme el diámetro normal del árbol aumenta. Esta

probabilidad se encuentra entre 0 y 97 %. Por lo tanto es más probable que muera la parte aérea de un árbol de 2 cm que otro de 12 cm (Figura 23).

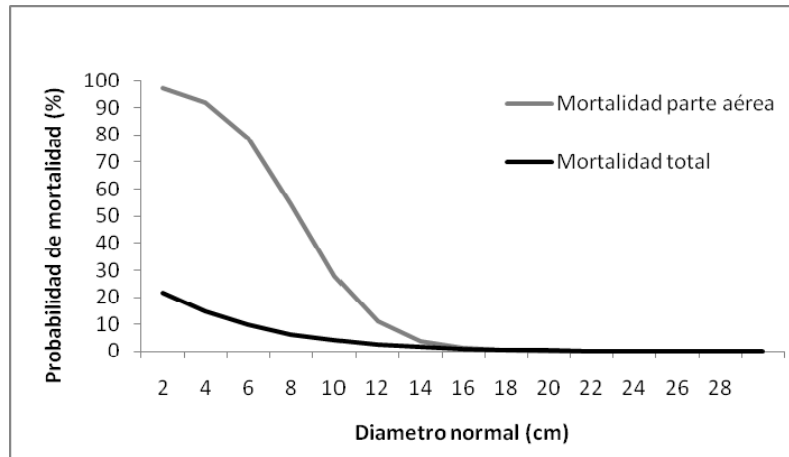


Figura 23. Tendencia de la probabilidad de mortalidad total y parcial de *Quercus crassifolia*, por categoría diamétrica en el área incendiada.

Comparando la probabilidad de mortalidad con la de solo la parte aérea (Figura 23), se aprecia que los árboles con 2 cm de DN, tiene casi la certeza de que su parte aérea muera, pero la probabilidad de muerte total del árbol apenas rebasa 20 %.

No se logró explicar la probabilidad de mortalidad de encino en el área testigo. Pero se obtuvo un porcentaje de mortalidad en el área incendiada de 7.7 % y solo 1.1 % de los arboles muestreados se murió en el área testigo.

Probabilidad de mortalidad de *Arbutus xalapensis*

Ninguna variable logró explicar la probabilidad de mortalidad de madroño en ambas áreas. Sin embargo, se apreció que el porcentaje de muerte en el área incendiada fue 6.7 % de los arboles muestreados y en el área testigo ninguno se encontró muerto.

Se obtuvo la probabilidad de mortalidad de parte aérea del madroño en el área incendiada, con el siguiente modelo:

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(1.5994 - 0.2427 * DN)}} \dots\dots\dots(12)$$

Dónde: e = 2.7182, DN = diámetro normal (cm)

Del modelo anterior resultó una p= 0.0057 en el intercepto y una p= 0.0397 para el diámetro normal. Los límites de confianza al 95% fueron 0.622-0.989 para la altura. La concordancia fue de 76% y la discordancia igual a 19.8%.

La probabilidad de mortalidad de la parte aérea del madroño está en función del diámetro normal, la cual disminuye conforme el diámetro aumenta. Se obtuvo una probabilidad de mortalidad de la parte aérea de 75% en arboles de 2 centímetros y 4% para arboles de 20 centímetros de diámetro normal (Figura 24).

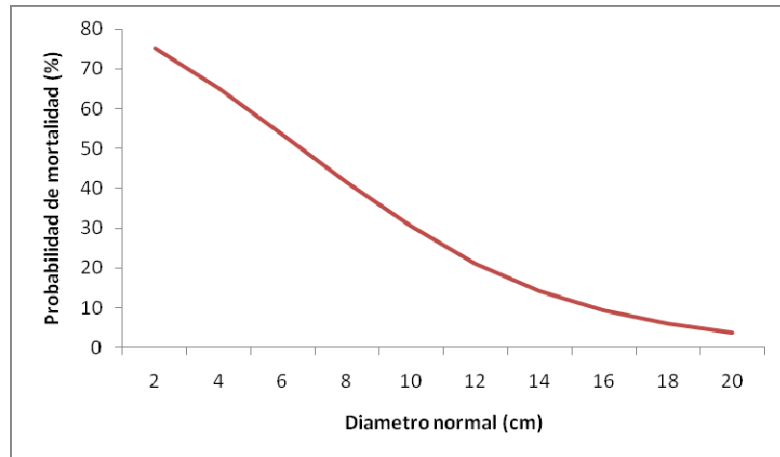


Figura 24. Gráfica del comportamiento la probabilidad de muerte de la parte aérea de *Arbutus xalapensis* por categoría diámetro en el área incendiada.

Probabilidad de mortalidad de *Pinus teocote*

Ninguna de las variables medidas explico la probabilidad de mortalidad total ni de la parte aérea del ocote en ambas áreas. Lo que se obtuvo fue el porcentaje de mortalidad total, el cual en el área incendiada fue 45 % de los árboles muestreados y en el área testigo solo 7.7 % de los arboles muestreados se encontró muerto. También el porcentaje de muerte parcial, la cual en el área incendiada fue 36 % de los arboles muestreados. Esto denota la mayor tolerancia al fuego que tienen el encino y madroño, en comparación con el pino.

La muerte total de las tres especies estudiadas no fue significativa, ya que la mayoría de los arboles afectados por el fuego se recuperaron por medio e rebrotes basales (los cuales fueron considerados como árboles con muerte de la parte aérea o muerte parcial).

Por lo tanto la probabilidad de muerte total calculada es baja en el caso de encino. Sin embargo la probabilidad de mortalidad calculada de la parte aérea resulto alta en arboles pequeños, conforme el árbol aumenta de tamaño esta probabilidad disminuye.

En los resultados del presente trabajo, se puede ver que el pino presenta mayor muerte que el encino y madroño, sin embargo la mortalidad que encontramos es baja. Catry *et al.* (2010) evaluaron la mortalidad post-incendio (1 año) en bosques mezclados del centro de Portugal, donde encontró que las coníferas (*Pinus pinaster* Ait. y *Pinus pinea* L.) mostraron una mortalidad significativamente mayor que especies latifoliadas (*Castanea sativa* Mill., *Crataegus monogyna* Jacq., *Eucalyptus globulus* Labill., *Fraxinus angustifolia* Vahl., *Olea europaea* L. var. *sylvestris* Brot., *Pistacia lentiscus* L., *Quercus coccifera* L., *Quercus faginea* Lam. ssp. *Broteroi*, y *Quercus suber* L.). Generaron un modelo general, el cual indica que la probabilidad de mortalidad aumenta con la altura de chamuscado, pero la probabilidad de supervivencia de las especies de hoja ancha es alta y casi insensible a las lesiones del fuego. En el caso de las coníferas, el volumen de copa dañado fue el factor más importante para determinar la mortalidad, que también aumentó con la disminución del grosor de la corteza y con el aumento del volumen de copa dañado.

La resistencia del árbol al fuego, en general aumenta con la edad. Para algunas especies la altura de chamuscado de la base de la copa aumenta la probabilidad de vivir, ya sea por poda o remoción de ramas basales por los incendios de superficie. El espesor de la corteza y aumento del diámetro también influyen, los árboles se vuelven más resistentes

(Agee, 1993). Existen características importantes de la copa como la densidad de las ramas, la proporción entre la parte viva de la copa y la muerta, la ubicación de la parte baja de la copa respecto a la superficie de los combustibles, el tamaño total de la copa (Brown y Davis, 1973; Agee, 1993). La altura aumenta la supervivencia, los árboles caducifolios son menos sensibles al fuego. El chamuscamiento de la copa de un árbol es principalmente causado por la temperatura máxima los flujos de calor asociados al paso frontal de la llama de fuego (Van Wagner, 1973; Agee, 1993). La resistencia al fuego de los tallos de árboles está más estrechamente relacionada con el grosor de corteza, que varía con respecto a la especie, el diámetro y la edad, la altura de la base de la copa, las características del emplazamiento, y la salud y vigor del árbol (Gill, 1995; Agee, 1993).

Los tejidos críticos como semillas y yemas pueden ser protegidos del daño por calor simplemente por la altura por encima de las llamas. Como quemas prescritas a baja intensidad matan una sustancial proporción de *Pinus palustris* Mill menores de 15 cm de diámetro, porque solo los árboles más grandes son resistentes debido a que han desarrollado una capa de corcho lo suficientemente gruesa para ser eficaz en la protección del cambium (Whelan, 1995). Al igual que el comportamiento de las especies en esta zona, Pausas (1997) encontró en un bosque de *Quercus suber* L. en el noreste de España, después de dos años de un incendio, que la mayoría de los árboles sobreviven, la probabilidad de muerte de la planta madre está negativamente relacionada con el diámetro del árbol, y la recuperación está positivamente relacionado con el diámetro del árbol y grosor de la corteza. Cabe mencionar que también había otras especies y el fuego

quemó tanto el sotobosque y copas de los árboles, y todos los pinos murieron. Los resultados sugieren que la mortalidad de los encinos por el fuego es muy baja, en comparación con los pinos.

Algunas observaciones sobre *Tillandsia violacea*

En cuanto a la *Tillandsia violácea* Baker, es una bromelia que se encuentra sobre troncos o copas de encinos, aparentemente prefiere el tronco (Figura 25), entre los 0.40 y 5 metros de altura, sin embargo también se observó sobre el piso forestal (Figura 26). En el área incendiada se halló una bromelia muerta (Figura 27) que se encontraba a una altura de 0.40 m, y dos bromelias con rebrote y floración, una a 0.90 y otra a 1.50 m de altura; lo que evidencia que esta especie también tiene su altura letal para las características del incendio.

Frei y Donson (1972) citados por Scherbarth (2001), examinaron la relación entre cinco especies de encinos y epifitas (orquídeas) de un bosque de niebla de México. No hubo orquídeas en árboles de *Quercus magnoliafolia*, se encontraron pocas en individuos de *Q. penuncularis* y *Q. scytophylla*. Sin embargo en las especies *Q. vicentensis* y *Q. castanea* las orquídeas eran muy comunes. Estos autores descubrieron que la corteza de las tres primeras especies era tóxica o inhibía la germinación de las semillas y el crecimiento. El análisis químico de la corteza de las cinco especies reveló ácido elágico y posiblemente otros derivados de ácido gálico en *Q. magnoliafolia* y taninos condensados en la corteza de las otras cuatro especies. La combinación de ácidos gálico y tánico, o ácidos elágico y tánico demostró

ser toxico para las orquídeas. Las orquídeas sólo se desarrollan en las especies de encino que producen pocas toxinas.

De acuerdo a los tipos de vegetación presentes en el estado de Guerrero, se obtuvo que el primer lugar en riqueza de bromelias es el bosque de *Quercus* con 42 *taxa*, seguido por el bosque tropical caducifolio con 27. El tipo de vegetación con menor número de especies es el bosque de *Juniperus*, en donde crecen solo cuatro *taxa* (Pulido *et al.*, 2004).



Figura 25. *Tillandsia violácea* sobre el tronco de *Quercus crassifolia* en el área incendiada.



Figura 26. *Tillandsia violácea* sobre el piso forestal en el área testigo.



Figura 27. *Tillandsia violácea* murta sobre el tronco de *Quercus crassifolia* en el área incendiada.

CONCLUSIONES

La presencia del incendio estimuló la rebrotación en los árboles, ya que se obtuvo una densidad en el área incendiada de 14 494 rebrotes/ha, la cual es mucho mayor que la obtenida en el área testigo (1 025 rebrotes/ha).

La especie también es un factor importante, el encino y madroño son árboles tolerantes y el pino es resistente al fuego, ya que se encontró que el número de rebrotes por árbol en el área incendiada es variable (en madroño hasta 76 rebrotes, el encino hasta 20 rebrotes), esta negativamente relacionado con la altura total y positivamente relacionada con la altura letal; por último el ocote (hasta 9 rebrotes), el cual esta negativamente relacionado con el diámetro normal; asimismo la mortalidad de los encinos y el madroño es muy baja, en comparación con la del pino.

En el área incendiada, la probabilidad de rebrote es alta (21-99%), está negativamente relacionada con el diámetro normal del árbol y positivamente relacionada con la altura letal del mismo. En el área testigo la probabilidad de rebrote es relativamente baja (5-33%) y está negativamente relacionada con la altura total del árbol.

En el área incendiada la probabilidad de mortalidad total es baja (0-22%), sin embargo la probabilidad de mortalidad de la parte aérea es alta (79-97%) en arboles pequeños (menores de 6 cm de diámetro) y está de igual forma negativamente relacionada con el diámetro normal. Asimismo la mortalidad de los encinos y el madroño por el fuego es muy baja, en comparación con la del pino.

LITERATURA CITADA

- AGEE J., K. 1993. **Fire Ecology of the Pacific Northwest**. Island Press, Washington, D.C.
- ALMONTE H., F. 1992. **Estudio de manejo integral forestal del Ejido Llano Grande Chignahuapan, Puebla**. Memoria de experiencia profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- ANONIMO, 2006. **Prologo**. En: FLORES, G. J. G., RODRIGUEZ, T. D. A., ESTRADA, M. O. y SANCHEZ, Z. F. 2006. **Incendios Forestales en México**. Mundi Prensa. México, D.F. pp: XIII-XX.
- ARREDONDO G., R. 2009. **Chignahuapan Puebla**. Enciclopedia de los Municipios de México. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. En Línea: <http://www.local.gob.mx/work/templates/enciclo/puebla/Mpios/21053a.htm>. Consultado: 09/06/10.
- BACON J., R. 2003. **Los encinos: Importantes elementos de la biodiversidad latinoamericana**. Eco Portal.net. En Línea: <http://www.ecoportal.net/content/view/full/21078>. Consultado: 18/05/09.
- BLANKENSHIP, B.A., y M.A. ARTHUR. 2006. **Stand structure over 9 years in burned and fire-excluded oak stands on the Cumberland Plateau, Kentucky**. Forest Ecology and Management 225:134–145.
- CANADELL J., LOPEZ S. L. 1998. **Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs**. *Functional Ecology*. 12: 31-38.
- CATIE, 2003. **Pinus teocote Schl. & Cham.** En Línea: <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/a0009s/a0009s174.pdf>. Consultado: 08/09/ 10
- CATRY F.X., REGO F., MOREIRA F., FERNANDES F.M., PAUSAS J.G. 2010. **Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal**. Forest Ecology and Management 260: 1184-1192.
- CLEMENTE, A. S., REGO, F. C., CORREIA O. A. 2005. **Growth, water relations and photosynthesis of seedlings and resprouts after fire**. Acta Oecologica 27:233–243.

- CONAFOR, 2004. **Tipos de vegetación forestal y de suelos**. En Línea: http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/index.php?option=com_content&task=view&id=12&Itemid=7. Consultado 11/11/10
- CHOUNG Y., LEE B. C., CHO J. H., LEE K. S., JANG I. S., KIM, S. H., HONG S. K., JUNG H. C. y CHOUNG H. L. 2004. **Forest responses to the large-scale east coast fires in Korea**. Ecological Research. 19 : 43–54.
- CONAFOR, 2008. Reporta inédito características del incendio en Chignahuapan, Puebla.
- CONAFOR, 2009. **Reporte semanal de resultados de incendios forestales 2009**. En Línea:http://www.conafor.gob.mx/portal/docs/subsecciones/Incendios_forestales/reporte_semanal.pdf. Consultado: 12/05/09.
- CONAFOR, 2010. **Reporte semanal de resultados de incendios forestales 2010**. En Línea:<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/83Reporte%20Semanal%202010.pdf>. Consultado: 25/01/10.
- DE LA PAZ P., C. 1982. **Estructura anatómica de cinco especies del género *Quercus***. Bol. Tec. Inst. Nac. Invest. For. 88. México.
- DE LA PAZ P., C. 1985. **Características anatómicas de siete especies del género *Quercus***. Bol. Tec. Inst. Nac. Invest. For. 123. México.
- DIAZ D., R. 2003. **Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite**. Ecosistemas. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. En Línea: <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=191>. Consultado: 11/05/09
- ESPELTA J. M., J. RETANA y A. HABROUK. 2003. **Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites**. Forest Ecology and Management. 179: 401-414.
- FCEA, 2006. **Bosques: Flora y Fauna**. Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, A. C. En Línea: http://www.eambiental.org/index.php?option=com_content&task=view&id=98&Itemid=202. Consultado: 26/01/2011.
- FLECK, I., DIAZ, C., PASCUAL, M., IÑIGUEZ, F.J. 1995. **Ecophysiological differences between first-year resprouts after wildfire and unburned**

vegetation of *Arbutus unedo* and *Coriaria myrtifolia*. Acta Oecologica. 16:55–69.

FLORES G., J.G. 2009. **Impacto ambiental de los incendios forestales.** Colegio de Postgraduados. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Mundi-Prensa. México, México.

FLORES, G. J. G. y BENAVIDES, S. J. 2006. **Avances de la investigación en incendios forestales en México (2004).** En: FLORES, G. J. G., RODRIGUEZ, T. D. A., ESTRADA, M. O. y SANCHEZ, Z. F. 2006. **Incendios Forestales en México.** Mundi Prensa. México, D.F. p: 17

FLORES, G. J. G., RODRIGUEZ, T. D. A., ESTRADA, M. O. y SANCHEZ, Z. F. 2006. **Incendios Forestales en México.** Mundi Prensa. México, D.F.

FRY D.L. 2008 **Prescribed fire effects on deciduous oak woodland stand structure, northern Diablo Range, California.** Rangeland Ecology and Management. 61: 294-301.

GARCÍA E. 1973. **Modificación del Sistema de Clasificación Climática de Köppen (adaptado a las condiciones de la Republica Mexicana).** Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 2° Edición. México, D.F.

GIRÓN S. E. 2007. **Monitoreo de efectos ecológicos del fuego y quemas prescritas: vacíos en el manejo forestal y de áreas naturales protegidas en Guatemala, Centroamérica.** 4a. Conferencia Internacional Sobre Incendios Forestales, Sevilla, España.

HEINSELMAN, M. L. 1981. **Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems.** In: Mooney H. A. et al. (eds). Regimes and Ecosystems properties. USDA. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-26. pp: 7-57.

HUDDLE J.A., S.G. PALLARDY. 1996. **Effects of soil and stem base heating on survival, resprouting and gas exchange of *Acer* and *Quercus* seedlings.** Tree Physiology. 16: 583-589.

KONSTANTINIDIS, P., TSIOURLIS, G., GALATSIDAS, S. 2005. **Effects of wildfire season on the resprouting of kermes oak (*Quercus coccifera* L.).** Forest Ecology and Management. 208, 15–27.

- KONSTANTINIDIS, P., TSIOURLIS, G., XOFIS, P. 2006. **Effect of fire season, aspect and prefire plant size on the growth of *Arbutus unedo* L. (strawberry tree) resprouts.** Forest Ecology and Management. 225: 359–367.
- MADRIGAL, H.L. 1990. **Contribución al conocimiento de *Quecus crassifolia* HUMB. & BONPL., con énfasis en el estado de Veracruz.** Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- MARQUEZ, L. M. A., E. JURADO Y C. LOPEZ G. 2005. **Efecto del fuego en el establecimiento de *Arctostaphylos pungens* Hbk. en ecosistemas templados sub-húmedos de Durango,** México. Madera y Bosques 11(2):35-44.
- MARTÍNEZ, M. 1948. **Los pinos mexicanos.** Edición Botas, 2a. ed. México, D.F.
- NIEMBRO A., R. 1986. **Árboles y arbustos útiles de México: Naturales e introducidos.** Ed. Limusa, México. D. F. 206 pp.
- ORTEGA P., N. 1990. **Evaluación de áreas de regeneración de pino en la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.** Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- PAUSAS, J.G. (1997): **Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire.** Journal of Vegetation Science, 8: 703-706.
- PENNINGTON, W. 1969. **The Tepehuan of Chihuahua.** University of Utah. USA
- PEÑA R., V y BONFIL C. 2003. **Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus liebmanii* Oerst. y *Quercus magnolifolia* Nee) en la región de la montaña (Guerrero), México.** Boletín de la Sociedad Botánica de México. Distrito Federal, México.
- PULIDO-ESPARZA V. A., LOPEZ-FERRARI A. R., ESPEJO-SERNA A. 2004. **Flora bromeliológica del estado de Guerrero, México: riqueza y distribución (parte A).** Boletín de la Sociedad Botánica de México. 75: 55-104.
- RODRÍGUEZ T., D. A. 1996. **Incendios forestales.** Universidad Autónoma Chapingo. Mundi-Prensa. México, México.
- RODRÍGUEZ T., D. A. 2008. **Fire regimes, fire ecology and fire management in Mexico.** AMBIO. A Journal of the Human Environment. 37 (7-8): 548-556.
- RODRÍGUEZ T., D. A. 2009. **El fuego y sus efectos en los árboles.** En: FLORES G., J.G. 2009. **Impacto ambiental de los incendios forestales.** Colegio de

- Postgraduados. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Mundi-Prensa. México, México. pp: 105-107.
- RODRÍGUEZ T., D. A. y MYERS R., L. 2010. **Using oak characteristics to guide fire regime restoration in mexican pine-oak and oak forests.** Ecological Restoration 28 (3): 304-323.
- RZEDOWSKI, J. 1988. **Vegetación de México.** Ed. Limusa. México, D. F.
- SCHERBARTH, L.L. 2001. **A survey of Allelopathic and Other Chemical Interactions of Oaks (*Quercus* sp.).** Colorado State University, Fort Collins Colorado 80523. En Línea:
http://www.colostate.edu/Depts/Entomology/courses/en570/papers_2002/scherbarth.pdf. Consultado: 08/12/10.
- SEMARNAP, 2010. **Especies con usos no maderables en bosques tropicales y subtropicales.** En Línea:
http://web.archive.org/web/20050209175348/http://www.semarnat.gob.mx/pfnm2/fichas/arbutus_xalapensis.htm. Consultado: 27/08/10.
- TNC (The Nature Conservancy). 2007. **Iniciativa global para el manejo del fuego.** TNC. Tallahassee, Florida.
- VAZQUEZ V., M.L. 1992. **El género *Quercus* (fagaceae) en el estado de Puebla, México.** Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- WHELAN R., J. 1995. **The ecology of fire.** New York, NY: Cambridge University Press. 346 p p.
- ZAVALA C. F. 2000. **El fuego y la presencia de encinos.** Ciencia Ergo Sum 7: 269-276.
- ZAVALA C., F y GARCIA M., E. 1997. **Plántulas y brotes en la regeneración de los encinos en la Sierra de Pachuca, Hidalgo.** Agrociencia 31: 323-329.

ANEXOS

Anexo1. Formato de campo

Paraje			Altitud			Exposición			Coordenadas			Fecha	
Sitio			Pendiente									Hoja	

Árbol	Especie	Condición del árbol		Tamaño del árbol		Número de rebrotes			Longitud de Rebrote (cm)	Dirección de avance del fuego	Altura de la cicatriz (cm)	Altura letal (m)	Condición de epífitas				Obs.
		Vivo	Muerto	DN (cm)	Altura (m)	Tronco	Base	Raíz					Tronco		Copa		
													Vivo	Muerto	Vivo	Muerto	
1																	
2																	
3																	
4																	
5																	
6																	
7																	
8																	
9																	
10																	
11																	
12																	

Levanto		Regeneración	
---------	--	--------------	--

Anexo 2. Coordenadas del incendio

Punto	X	Y
01	605362	2190422
02	605648	2190716
03	605822	2190852
04	605934	2190687