

COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

EFFECTOS DEL FUEGO EN LA CAPTURA DE CARBONO Y MORTALIDAD DE ARBOLADO JOVEN DE *Pinus hartwegii* Lindl. EN EL PARQUE NACIONAL IZTA-POPO

CÉSAR ALBERTO ROBLES GUTIÉRREZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MEXICO

2015

La presente tesis titulada: **Efectos del fuego en la captura de carbono y mortalidad de arbolado joven de *Pinus hartwegii* Lindl., en el Parque Nacional Izta-Popo, México,** realizada por el alumno **César Alberto Robles Gutiérrez,** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO

Dr. Alejandro Velázquez Martínez

ASESOR

Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo

ASESOR

Dr. Jorge Dionisio Etchevers Barra

ASESOR

Dr. Valentín José Reyes Hernández

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Junio de 2015

“EFECTOS DEL FUEGO EN LA CAPTURA DE CARBONO Y MORTALIDAD DE
ARBOLADO JOVEN DE *Pinus hartwegii* Lindl., EN EL PARQUE NACIONAL IZTA-
POPO, MÉXICO”

César Alberto Robles Gutiérrez, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2015

La fragmentación de los bosques, la urbanización, las decisiones de gestión, los cambios en los usos del suelo, y la propiedad de la tierra, han contribuido a una alteración de los regímenes del fuego en los bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. en el centro de México (Rodríguez *et al.*, 2004). Cuando los incendios ocurren después de largos períodos de exclusión, éstos generalmente suelen ser de mayor severidad. Esto resulta en reducciones en el crecimiento de los árboles, así como en un aumento en la mortalidad. A nivel nacional y mundial existe un gran esfuerzo por determinar el efecto que tiene el fuego en la supervivencia de diferentes especies, entre las que encontramos a *Pinus hartwegii*, así como comprender los efectos del fuego en la producción y acumulación de carbono en ecosistemas de esta especie. En este trabajo, se evaluó la influencia del fuego en el incremento relativo en captura de carbono (IRCC) y la probabilidad de mortalidad de arbolado joven de *P. hartwegii* en un área bajo conservación en el centro de México. Se evaluaron y compararon los efectos de un incendio de mediana a alta intensidad ocurrido en marzo del 2013, una quema prescrita de baja intensidad realizada en abril del 2013, y un área testigo sin presencia reciente de fuego.

Los resultados mostraron que en la quema prescrita se tuvo un incremento relativo en captura de carbono de 17.6 % para el año de evaluación, mientras que tanto en el incendio como en el área testigo este incremento fue del 13.3 %. Los resultados sugieren que los árboles localizados en la zona sujeta a la quema prescrita presentan una mayor eficiencia fotosintética y una mejor redistribución de carbohidratos, que los individuos localizados en las áreas incendiada y testigo.

La mortalidad en la quema prescrita fue del 13 %, mientras que en el incendio y el área testigo fue de 28 % y 4 %, respectivamente. Finalmente, se obtuvieron seis modelos logísticos de predicción de mortalidad. Los resultados sugieren que el daño a las copas y al cambium, está estrechamente ligado con la muerte del arbolado debido a la disminución en la capacidad fotosintética y de transporte de nutrimentos a lo largo del fuste.

Palabras clave: Quema prescrita, incendio, incremento relativo en captura de carbono, porcentaje de copa dañada.

“FIRE EFFECTS ON CARBON UPTAKE AND MORTALITY OF YOUNG *Pinus hartwegii* Lindl. TREES, IN IZTA-POPO NATIONAL PARK, MEXICO”

César Alberto Robles Gutiérrez, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2015

Forest fragmentation, inadequate management decisions, land use changes and land ownership, among other factors, have contributed to an alteration of fire regimes in *Pinus hartwegii* Lindl. forests in central Mexico (Rodríguez *et al.*, 2004). Occurrence of fires after a long period of suppression generally leads to more intense and destructive fire events, negatively affecting growth of remnant trees and increasing their mortality rates. There is a widely spread interest in determining the effects of fire on tree species survival, both on national and global scales; among these tree species we found *Pinus hartwegii*. Also, it is of primary interest to understand the effects of fire on carbon production and accumulation in ecosystems of this species. In this research, we evaluated the effects of fire on the relative increase of carbon uptake (IRCC) and on the probability of mortality of young individuals of *Pinus hartwegii* Lindl., in a “mature” natural unmanaged stand in central Mexico. We compared the effects of a medium to high intensity wildfire that occurred in March 2013; a low-intensity prescribed burning that was applied in April 2013; and a control area without recent presence of fire.

Results showed a 17.6 % relative increase in carbon uptake for prescribed burning in the evaluated year, meanwhile this increase was of 13.3 % for both wildfire and the control area. Results suggest that trees located in the prescribed burned area may present a higher photosynthetic efficiency and better carbohydrates redistribution than individuals located in the wildfire and control area. The prescribed burning mortality rate was 13 %, while wildfire and control area was 28 %, and 4 %, respectively. Finally, six logistic mortality prediction models were obtained. Results suggest that the probability of tree mortality is closely associated to the percentage of cambium and foliage damage, due to the decrease in photosynthetic capacity and nutrient transport along the stem.

Key words: Prescribed burning, wildfire, carbon uptake relative increase, damaged crown percentage.

Con profundo cariño y admiración para:
María del Rocío Gutiérrez Bailón
Alfonso G. Robles Villasante
Rebeca O. Robles Gutiérrez
Juan de Dios Gutiérrez Baylón
Jeniffer I. Vargas Abonce

Agradecimientos

A mi familia, por el gran apoyo que siempre me han brindado.

A mi consejo particular, Dr. Alejandro Velázquez Martínez, Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo, Dr. Jorge Dionisio Etchevers Barra y Dr. Valentín José Reyes Hernández; por las grandes aportaciones realizadas para la elaboración del presente trabajo.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, en especial al Parque Nacional Izta-Popo Zoquiapan, por las facilidades brindadas para la elaboración del presente estudio.

A la brigada de CONAFOR desplegada en Llano Grande, por su gran apoyo en la elaboración de la quema prescrita y en el resguardo de las áreas tratadas, en especial al colega brigadista Manuel Díaz.

A las brigadas comunitarias que ayudaron a la elaboración de la quema prescrita.

A la Brigada Universitaria de Manejo del Fuego de Chapingo que ayudó en gran medida en el establecimiento de los tratamientos.

Al Jefe de guarda parques Omar Saloma Flores y a su personal, por el gran apoyo que brindó en el presente estudio.

Al Dr. Héctor Manuel de los Santos Posadas, por sus grandes consejos en la elaboración del presente trabajo.

Al Dr. Mateo Vargas Hernández, por sus grandes asesorías para la elaboración del presente estudio.

A la familia Vargas Abonce, por el gran apoyo brindado.

A los profesores que han contribuido a mi formación desde que empecé mi andar en el CECFOR No. 2.

A mis amigos.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivo general.....	4
1.1.1. Objetivos específicos.....	4
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
2.1. Aspectos generales de <i>Pinus hartwegii</i> Lindl.....	5
2.2. Ecología del fuego en los bosques de coníferas.....	5
2.3. Adaptaciones al fuego de <i>Pinus hartwegii</i>	6
2.3.1. Regeneración de sitios quemados.....	6
2.3.2. Estado cespitoso	7
2.3.3. Rebrotos	7
2.3.4. Grosor de corteza.....	7
2.3.5. Recuperación de copa quemada.....	8
2.4. Efectos del fuego en el almacenamiento de carbono en los bosques de coníferas	8
2.4.1. Efectos en el estrato arbóreo.....	9
2.4.2. Efectos en el estrato arbustivo y herbáceo.....	10
2.4.3. Efectos sobre la materia orgánica en descomposición y suelo mineral	11
2.4.4. A nivel ecosistema.....	12
2.5. Efectos del fuego en la mortalidad de individuos del genero <i>Pinus</i>	13
.....	13
3. HIPÓTESIS	15
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
4.1. Descripción del área de estudio	15

“EFECTOS DEL FUEGO EN LA CAPTURA DE CARBONO Y MORTALIDAD DE ARBOLADO JOVEN
DE *Pinus hartwegii* Lindl., EN EL PARQUE NACIONAL IZTA-POPO, MÉXICO”

4.1.1.	Localización.....	15
4.1.2.	Clima.....	16
4.1.3.	Tipo de suelo.....	17
4.1.4.	Tipo de vegetación	17
4.2.	Tratamientos	18
4.2.1.	Evaluación de los tratamientos.....	20
4.2.2.	Selección del arbolado para estimar captura de carbono y mortalidad	21
4.2.3.	Evaluación del incremento en biomasa en brotes del último periodo de crecimiento	22
4.2.4.	Estimación del incremento relativo en captura de carbono por individuo.....	24
4.2.5.	Evaluación de la mortalidad del arbolado	26
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	28
5.1.	Efectos del fuego en la captura de carbono a corto plazo en arbolado joven de <i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	28
5.2.	Probabilidad de mortalidad del arbolado juvenil de <i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	33
6.	CONCLUSIONES	40
7.	LITERATURA CITADA.....	42

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1. Localización del sitio de estudio	16
Figura 2. Delimitación de las áreas de estudio.....	19
Figura 3. Secciones de la copa en los árboles evaluados.....	23
Figura 4. Porcentaje de copa dañada por fases de desarrollo para incendio y quema prescrita.....	28
Figura 5. Incremento relativo en captura de carbono (IRCC) por tratamiento para los años 2012 y 2013.....	31
Figura 6. Probabilidad de mortalidad para arbolado joven de <i>Pinus hartwegii</i> en función de diferentes variables.....	36

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Valor promedio de biomasa de brotes por tratamiento y sección de copa	29
Cuadro 2. Análisis de varianza para el contenido de carbono en el follaje para el año 2013 por tratamiento.	29
Cuadro 3. Significancia de los modelos lineales para los años 2012 y 2013.	30
Cuadro 4. Significancia de los parámetros para los modelos logísticos de mortalidad	34

1. Introducción

El fuego es uno de los factores de perturbación ecológica y de transformación del paisaje más ampliamente extendidos en los ecosistemas terrestres (Rodríguez y Fulé, 2004; Jardel *et al.*, 2009; Manson *et al.*, 2009). Los incendios forman parte de la dinámica de los ecosistemas, pueden ser una herramienta de manejo, y también un factor de deterioro ambiental, según las condiciones en las que se presente (Jardel *et al.*, 2009).

Entre 1998 y 2014 ocurrieron en México un promedio anual de 8,500 incendios forestales, los cuales afectaron aproximadamente 300 mil hectáreas cada año (CONAFOR, 2014). El mayor porcentaje de estos incendios es atribuible a las actividades humanas (98 % del total nacional), y el resto a causas naturales derivadas de fenómenos como descargas eléctricas y erupciones volcánicas (Ressl y Cruz, 2012). Sin embargo, algunos autores consideran que las causas naturales están subestimadas en el país (Rodríguez y Fulé, 2003). Para el año 2009, se calcula que a nivel nacional las actividades agropecuarias representaron 41 % de las causas de origen de los incendios forestales, seguidas por factores desconocidos (13 %), fumadores (12 %), fogatas (11 %), y causas no identificadas con el 13% restante (Ressl y Cruz, 2012).

Los ecosistemas se clasifican en cuatro categorías de acuerdo con su respuesta al fuego (Hardesty *et al.*, 2005): 1) dependientes del fuego, los cuales necesitan de este factor ecológico para poder persistir en el paisaje; 2) sensibles al fuego, caracterizados por no haberse desarrollado con el fuego como un proceso importante y recurrente y, por ende, las especies que los constituyen no presentan adaptaciones a este factor; 3) independientes del fuego, donde éste tiene un papel muy pequeño o nulo, ya que son demasiado fríos, húmedos o secos para quemarse; y 4) los influidos por el fuego, los cuales son zonas de transición entre los ecosistemas dependientes del fuego y los sensibles al fuego o independientes del mismo. Por lo general, éstos son ecosistemas sensibles, pero que contienen especies que pueden responder positivamente a los incendios forestales.

Dentro de los ecosistemas dependientes del fuego se encuentran aquellos dominados por *Pinus hartwegii* Lindl., la cual es una de las especies que presenta mayor cantidad de adaptaciones a este factor, tales como: la corteza gruesa aislante, el estado cespitoso, los rebrotes basales, la recuperación de copa quemada, la poda natural de ramas bajas, y la capacidad de las poblaciones de regenerar sitios quemados (Rodríguez y Fulé, 2003). Desafortunadamente, las malas gestiones en el manejo del fuego en las zonas de distribución de la especie, aunadas a la gran aportación a este disturbio provocada por los humanos, han resultado en una alta frecuencia o la completa ausencia de dicho factor ecológico en mencionado ecosistema. Lo anterior ha ocasionado la modificación del régimen de fuego en ecosistemas de esta especie, lo que se ha asociado con una mayor tasa de mortalidad del arbolado joven, con una mayor liberación de gases de efecto invernadero (CO, CO₂ y CH₄ principalmente), y con menores tasas de crecimiento del arbolado remanente (Vélez, 2000; Rodríguez *et al.*, 2004).

Resulta conveniente resaltar, que los bosques de *Pinus hartwegii* presentan un régimen de fuego caracterizado por una alta frecuencia (cada 5 años en promedio), una baja intensidad (Rodríguez, 2001; Rodríguez y Fulé, 2003), y una severidad de baja a moderada (Jardel *et al.*, 2009). La intensidad del fuego está definida por la velocidad de propagación, y la altura y longitud de la llama, características que suelen mostrar una gran variabilidad (Willson y Sorenson, 1979). Agee (1993) reporta valores menores a 12 kCal/m/s en incendios superficiales de baja intensidad y hasta 12 000 kCal/m/s o más en incendios de copa. Por su parte, Rodríguez (2009) menciona longitudes de llama desde 10 cm en incendios de pastizal bajo, hasta más de 20 m en incendios de copa, con temperaturas que oscilan entre los 300 °C y los 1200 °C, respectivamente. Para bosques de *Pinus hartwegii* se ha observado fuego de baja intensidad con longitudes de llama de 0.5 m y una velocidad de avance de 0.5 m/min, e incendios de alta intensidad que pasan los 8 m de longitud de llama y una velocidad de avance de 80 m/min (Rodríguez *et al.*, 2007).

La severidad se define como el efecto del fuego sobre la estructura y sobre el funcionamiento del ecosistema (Jardel *et al.*, 2009). Esto es, sobre la mortalidad de plantas, el consumo de biomasa, la reducción de la cobertura y área basal, la modificación de la composición y la estructura de los rodales (Regelbrugge y Conard, 1993; Fulé y Covington, 1997; Glitzenstein *et al.*, 2003), y de las propiedades físicas, químicas, y biológicas del suelo (Certini, 2005). También, se consideran los efectos en la infiltración y el escurrimiento de agua (Alanis *et al.*, 2000). Jardel *et al.* (2009) clasifican a la severidad en tres grandes grupos: 1) severidad baja, caracterizada por mortalidad de plantas en el estrato herbáceo y arbustivo e incluso árboles suprimidos e intermedios, con una pérdida de menos del 20 % en área basal; 2) severidad media o moderada, donde la mortalidad de arbolado intermedio a dominante provoca una disminución del 20 al 80 % del área basal total del rodal; y 3) severidad alta, donde ocurre mortalidad en todos los estratos, reduciéndose el área basal en más del 80 %, por lo que llegan a considerarse incendios de reemplazo.

El presente trabajo busca contribuir al entendimiento del fuego como un proceso natural que opera frecuentemente como parte integral del ecosistema en donde ocurre (Shlisky *et al.*, 2007). Se evalúa la mortalidad y la captura de carbono de arbolado joven de *Pinus hartwegii* Lindl. (*i.e.* en fases de desarrollo de brinzal, monte bravo, y vardazcal), en áreas sujetas a una quema prescrita y a un incendio forestal de mediana a alta intensidad, ocurridos en el año 2013 en el parque nacional Izta-Popo, en el centro de México.

1.1. Objetivo general

Determinar el efecto del fuego en la captura de carbono a corto plazo y en la probabilidad de mortalidad de arbolado joven (*i.e.* en fases de desarrollo de brinzal, monte bravo y vardazcal) de *Pinus hartwegii* Lindl. sometidos a una quema prescrita y a un incendio forestal en un bosque en condiciones de conservación.

1.1.1. Objetivos específicos

- Evaluar el incremento anual de biomasa en los brotes más recientes de la copa, y el incremento relativo de carbono aéreo en individuos de *Pinus hartwegii* después de una quema prescrita y de un incendio forestal de mediana a alta intensidad, en un bosque en condiciones de conservación.
- Evaluar y modelar la probabilidad de mortalidad de arbolado en fases de desarrollo de brinzal y monte bravo de *Pinus hartwegii*, sujetos a una quema prescrita y un incendio forestal de mediana a alta intensidad en un bosque en condiciones de conservación.

2. Revisión de literatura

2.1. Aspectos generales de *Pinus hartwegii* Lindl.

Árbol de 15 a 30 m de altura que se encuentra confinado en los picos y montañas más altas de México. Se ubica entre los 16°20' a 25°03' de latitud norte y los 92°20' a 103°55' de longitud oeste, a una altitud variable entre los 3,000 y los 4,000 metros (Eguiluz, 1978, 1985a, 1985b; Rzedowski, 1978; Solórzano, 1987). En México, la especie ha sido reportada en los estados de Colima, Chiapas, Distrito Federal, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Tamaulipas, Tlaxcala, y Veracruz (Martínez, 1948; Eguiluz, 1978, 1985a, 1985b; Perry, 1991). Fuera de México, esta especie se ha reportado en Guatemala, Honduras, y El Salvador (Perry, 1991).

Esta especie forma masas puras de varias decenas de kilómetros cuadrados, especialmente en los volcanes más altos de la región central (Eguiluz, 1978; Hernández, 1985; Solórzano, 1987), llegando en ocasiones a representar una comunidad clímax (Rzedowski, 1978). En las partes bajas los árboles alcanzan entre 15 y 20 m de altura, pero en su límite altitudinal superior de ocurrencia (*i.e.* hacia los 4,000 msnm) el arbolado es de menor porte, menos denso, y los individuos alcanzan alturas de apenas 5 a 8 m (Rzedowski, 1978).

2.2. Ecología del fuego en los bosques de coníferas

La ecología del fuego estudia los efectos de este factor en las relaciones que los seres vivos tienen entre sí y su ambiente físico (Rodríguez, 1996). De acuerdo con este concepto, los ecosistemas forestales se dividen en cuatro tipos, conforme a la dependencia al fuego que presenten para poder lograr su desarrollo, y al tipo de régimen que ostenten (Hardesty *et al.*, 2005).

Los regímenes de fuego son conceptualizados como el periodo natural de presencia de incendios en un ecosistema y los efectos que éstos ocasionan (Brown, 2000). El término “régimen del fuego” integra varios patrones espaciales y temporales de ocurrencia de incendios en un área, además de sus efectos

ecológicos (Gill, 1975). Los regímenes de incendios son definidos de acuerdo a la frecuencia, severidad, estacionalidad, duración, extensión, distribución espacial, profundidad de la quema, y tipo de incendio (Gill, 1975; Heinselman, 1978; Kilgore, 1981; Whelan, 1995).

2.3. Adaptaciones al fuego de *Pinus hartwegii*

Las especies vegetales que habitan ecosistemas influenciados por el fuego poseen características que las hacen adaptables a este factor (Walstad *et al.*, 1990). Estas características de adaptación al fuego se definen como todos aquellos rasgos que contribuyen a consumir el ciclo de vida de una especie en un ambiente propenso a incendios forestales. En general, estos rasgos se agrupan en dos categorías: a) aquellos que mejoran la persistencia o supervivencia de los individuos, por ejemplo, la corteza gruesa que protege al cambium y los rebrotes basales de las plantas y, b) aquellos que aseguran la persistencia o supervivencia de las especies, tales como la estimulación de la floración, almacenamiento de semillas sobre los árboles (conos serótimos), y estimulación para la germinación de semillas dormantes en el suelo (Gill, 1981).

Las poblaciones de *P. hartwegii* presentan un régimen de incendios superficiales frecuentes y de baja intensidad, por lo que poseen ciertas adaptaciones al fuego tales como: la capacidad de repoblar sitios quemados, capacidad de rebrotar después de un incendio y de recuperar la porción de la copa que haya sido afectada por las llamas, poseer una corteza gruesa, y el estado cespitoso (Rodríguez *et al.*, 2004).

2.3.1. Regeneración de sitios quemados

La eliminación de la barrera física que los zacatones representan para que la semilla tenga contacto con el suelo mineral, aunada a la capacidad de la especie a rebrotar después de la presencia del fuego, y a la eliminación temporal de la competencia, permite la repoblación de sitios quemados (Rodríguez *et al.*, 2004). Al respecto, González *et al.* (1991) encontraron que en la región de Calpulalpan,

Tlaxcala, la germinación de la semilla fue mayor en áreas quemadas que en zonas no quemadas.

Rodríguez *et al.* (2004) plantean que después de la presencia del fuego quedan condiciones favorables en el suelo para la regeneración de sitios quemados, ya que las cenizas permiten una mayor disponibilidad de nutrientes para las plántulas en desarrollo (e.g. aumento de P, Ca, K y Mg). Sarukhán y Franco (1981) reconocen en el fuego un elemento importante para la repoblación de *Pinus hartwegii*; no obstante, las plántulas y brinzales son susceptibles al fuego en esta etapa.

2.3.2. Estado cespitoso

El estado cespitoso se caracteriza por un mínimo o casi nulo crecimiento en altura, aunque con profuso crecimiento de las acículas y de la raíz, por un periodo relativamente corto que puede llegar a durar hasta doce años. Las yemas son protegidas por las escamas y por las densas acículas que las rodean, más inflamables, y que desvían el fuego de la yema, teniendo ésta mayor probabilidad de sobrevivir (Rodríguez *et al.*, 2004).

2.3.3. Rebrotos

Las plántulas de esta especie poseen la capacidad de rebrotar a partir del cuello de la raíz, aunque existe variabilidad en espacio y tiempo en la capacidad individual y de las poblaciones de la emisión de rebrotos (Rodríguez *et al.*, 2004). Rodríguez (1996) señala que esta capacidad se abate con la edad.

2.3.4. Grosor de corteza

La corteza representa una protección crucial para el cambium vascular de los árboles ante los incendios (Rodríguez *et al.*, 2004). Para *Pinus hartwegii* se ha reportado hasta un 100 % de supervivencia en incendios de mediana intensidad, para individuos desde 15 cm de diámetro y 0.38 cm de grosor de corteza (González, 2001).

2.3.5. Recuperación de copa quemada

El fuego en bosques de *Pinus hartwegii* ha servido como un elemento de poda natural, y cuando ésta es moderada, se refleja en un importante efecto sobre el diámetro (Rodríguez *et al.*, 2004). Rodríguez (1996) reportó una recuperación de los árboles en 40 % de su copa 16 meses después de ocurrido un incendio de matorral a inicios del invierno, el cual mató al 100 % de su follaje.

González y Rodríguez (2004) señalan una relación directamente proporcional entre el nivel de oxidación y quemado de copa con su recuperación: 69.6 % de recuperación para copas altamente afectadas (> 60 %), 39.3 % para copas medianamente dañadas (30 % - 60 %), y 11.8 % para daños bajos (< 30 %).

Pinus hartwegii tolera pérdidas de todo el follaje como resultado de incendios ocurridos en el invierno, siempre y cuando no se afecte a la yema terminal o a las yemas localizadas en la parte más alta de la copa. A medida que una mayor proporción de la copa es dañada por el fuego, el árbol tiende a recuperar más follaje, puesto que su prioridad es recuperar la capacidad fotosintética (González y Rodríguez, 2004).

2.4. Efectos del fuego en el almacenamiento de carbono en los bosques de coníferas

Los tratamientos para reducir la cantidad de material combustible en el piso forestal son congruentes con los esfuerzos para secuestrar carbono en la biomasa, coadyuvando así a la reducción de los niveles de dióxido de carbono en la atmosfera (Finkral y Evans, 2008; Hurteau *et al.*, 2008; Hurteau y North, 2009; Stephens *et al.*, 2009). Se argumenta que las pérdidas a corto plazo de biomasa forestal asociadas con los tratamientos de reducción de combustibles, dentro de los cuales se encuentran las quemas prescritas, son más que compensadas con la reducción de las emisiones futuras de los incendios forestales, y por lo tanto, las prácticas de disminución de densidad para reducir la probabilidad de incendio de alta intensidad se deben emplear con mayor frecuencia (Campbell *et al.*, 2011).

2.4.1. Efectos en el estrato arbóreo

Para comprender el efecto del fuego sobre el estrato arbóreo, se deben tener en cuenta las consecuencias del mismo sobre los procesos fisiológicos del arbolado. O’Brien *et al.* (2010), proponen que después de un incendio de alta intensidad en donde se presenta daño tanto en las copas como en las raíces finas, los carbohidratos contenidos en la planta son reasignados a la reparación de los tejidos dañados, principalmente a la recuperación de los tejidos de absorción. Esto debido a que se requieren nutrientes minerales para reemplazar a las hojas quemadas, y la pérdida de raíz limita la capacidad fotosintética y, en consecuencia, existe una menor fijación de carbono. Los mismos autores observaron una disminución en el área foliar de *Pinus palustris* después de un incendio que afectó principalmente al suelo forestal. Meigs *et al.* (2009) encontraron una tendencia similar en bosques de *Pinus ponderosa* Douglas ex Lawson y en bosques mixtos de coníferas del este de Oregon. Estos autores reportan que a mayor severidad de los incendios (gradiente de mortalidad en área basal promedio de 14%, 49%, y 100 % para bosques de pino ponderosa y de 29%, 58%, y 96 % para bosque mixto de coníferas), la biomasa subterránea (raíces finas) se incrementa o se mantiene, mientras que la biomasa aérea disminuye, lo que a la postre genera un déficit en la producción primaria neta debido a la respiración de las raíces.

González y Rodríguez (2004) registraron un mayor crecimiento en diámetro ($P < 0.01$) en árboles de *Pinus hartwegii* un año después de haber presentado daños por fuego en la parte baja de la copa, en comparación con el chamuscado medio y el testigo, siendo el incremento en estos dos tratamientos mayores que los obtenidos cuando el daño a la copa se presentó en más del 60 % de esta. En los primeros casos, los autores atribuyen el aumento en diámetro para el daño de copa bajo al aumento en la eficiencia fotosintética de las copas y, por ende, a una mayor asimilación de carbono.

Meigs *et al.* (2009) reportan una correlación negativa entre la severidad de los incendios y la cantidad de carbono almacenado en el estrato arbóreo. Para bosques de *Pinus ponderosa* en el este de Oregon, la cantidad de carbono almacenado cuatro a cinco años después de un incendio de baja severidad (14 % de mortalidad en área basal para bosque de pinos ponderosa y 29 % para bosque mixto de coníferas conforme a la misma variable evaluada), fue mayor que el encontrado en las zonas con incendios de alta severidad (100 % de mortalidad en área basal para bosque de pinos ponderosa, y 96 % para bosque mixto de coníferas conforme a la misma variable evaluada). Estas tendencias son similares a las encontradas para el bosque mixto de coníferas en la misma zona y en el mismo periodo posterior al incendio. Los autores atribuyen estos resultados a la correlación positiva entre la severidad de los incendios con la tasa de mortandad provocada en las zonas de estudio.

2.4.2. Efectos en el estrato arbustivo y herbáceo

Meigs *et al.* (2009), encontraron que la cantidad de biomasa generada por el estrato arbustivo y herbáceo se asocia positivamente con la gravedad del incendio, y con un contenido significativamente mayor de materia seca en los rodales de alta severidad vs. baja severidad en bosques mixtos de coníferas y de *Pinus ponderosa* en las cascadas orientales de Oregon (96 – 100 % y 29 – 14 % de mortalidad en área basal por severidad y tipo de vegetación, respectivamente). Los autores mencionados reportan valores de 200 g C m⁻² vs 140 g C m⁻² y 146 g C m⁻² vs 67 g C m⁻² por tipo de vegetación (bosque mixto de coníferas y de *Pinus ponderosa*) e intensidad (P <0.030). En este sentido, Zavitkovski y Newton (1968) establecen que la amplia presencia de arbustos, sobre todo en puntos de alta severidad de fuego, puede reducir el crecimiento inicial de plántulas a través de la competencia. Sin embargo, los arbustos del sotobosque desempeñan en el largo plazo un papel importante en el mantenimiento de la calidad del suelo (contenido de C, N, y de C en la biomasa microbiana) en esta ecorregión (Busse *et al.*, 1996).

2.4.3. Efectos sobre la materia orgánica en descomposición y suelo mineral

López *et al.* (2012) no encontraron diferencias significativas en las concentraciones de carbono entre suelos de sitios quemados y no quemados, cuatro años después de ocurrido un siniestro en bosques de *Larix cajanderi* Mayr. en la Siberia Oriental de Yakutia Central en Rusia. Resultados similares se reportan para bosques de *Pinus ponderosa* del suroeste de Estados Unidos, 30 años después de ocurridos los incendios (Ross *et al.*, 2012).

En bosques mixtos de coníferas y bosques puros de *Pinus ponderosa* en las cascadas orientales de Oregon, EE.UU., la masa de raíces finas y el carbono del suelo a 20 cm de profundidad no fueron significativamente diferentes ($P > 0.330$) entre diferentes niveles de intensidad de fuego (Meigs *et al.*, 2009). Esto sugiere que el carbono del suelo puede conservarse después de las perturbaciones (Campbell *et al.*, 2011), incluidos los incendios con alta liberación de energía (Irvine *et al.*, 2007). Tampoco se encontraron diferencias significativas entre las intensidades del incendio y la cantidad de C almacenado en el suelo forestal, pero sí se detectó una disminución del 85 % de la materia orgánica del suelo entre sitios quemados en relación con los no quemados (Meigs *et al.*, 2009).

Ross *et al.* (2012) compararon áreas quemadas, con presencia de fuego a altas intensidades (mortalidad de arbolado adulto mayor al 95 %), y áreas no quemadas, en bosques de *Pinus ponderosa* del suroeste de Estados Unidos; estos autores encontraron que las zonas con altos niveles de afectación por fuego, tenían un 25 % menos de acumulación de C en el horizonte O que aquellas zonas sin presencia de fuego 30 años después de ocurrido el más reciente incendio. Estos resultados indican que las zonas quemadas, además de presentar menor cantidad o menor almacenamiento de C, presentaron menor tasa de respiración de CO₂ que las zonas no quemadas. Sin embargo, no encontraron una tendencia de incremento en la tasa de respiración del suelo 35 años después de ocurrido el incendio, lo cual se asoció con una disminución o escasez de regeneración de especies de pino, baja producción de herbáceas, y una baja entrada de C al suelo.

Al respecto, Litton (2003) no encontró diferencias en el carbono orgánico del suelo entre sitios con incendios de reemplazo y testigo, 13 años después de ocurrido el evento en bosques de *Pinus contorta* Dougl. ex. Loud. Por su parte, Irvine *et al.* (2007) establecen que los bosques de *Pinus ponderosa* del centro de Oregon, pueden recuperar hasta el 45 % de la respiración autotrófica del suelo en menos de dos años posteriores a un incendio de alta severidad (incendio de reemplazo), debido principalmente a una densidad alta de hierbas y pastos.

2.4.4. A nivel ecosistema

Finalmente, diversos autores señalan que se deben analizar y entender los efectos del fuego en los almacenes de carbono desde un nivel de ecosistema. Al respecto, Meigs *et al.* (2009) reportan que los bosques mixtos de coníferas y bosques puros de *Pinus ponderosa* actúan como sumideros de carbono 4 a 5 años después de la ocurrencia de un incendio de baja severidad (menos del 29 % de mortalidad en área basal), a diferencia de aquellas zonas con altas severidades (más del 96 % de mortalidad en área basal) las cuales se comportan como fuentes de carbono.

Sorensen *et al.* (2011) simularon los efectos del fuego a alta intensidad (muerte del 100 % de los árboles en el área de estudio) contra los efectos del fuego prescrito (una mortalidad promedio del 18 % del arbolado entre 7.5 – 44.5 cm de diámetro a la altura del pecho), y aclareos en rodales de *Pinus palustris* en el suroeste de los estados unidos, encontrando que los bosques tratados almacenan más carbono en árboles vivos que en muertos 100 años después de aplicados los tratamientos, y que el carbono neto almacenado en los sitios tratados fue igual o mayor que en los sitios no tratados con quemas prescritas.

De la misma forma, Ross *et al.* (2012) realizaron una comparación del carbono remanente tres décadas después de ocurridos incendios de copa (o de reemplazo), en bosques de *Pinus ponderosa* del suroeste de Estados Unidos, y demostraron que la cantidad de carbono almacenado en el ecosistema es 8, 600 g C m⁻² menor que en las zonas que no presentaron incendio.

2.5. Efectos del fuego en la mortalidad de individuos del genero *Pinus*

Regelbrugge y Conard (1993), establecen que la importancia de predecir la mortalidad del arbolado radica en que ésta es una herramienta en la planificación de las operaciones de regeneración o en la realización de quemas prescritas. Estos autores señalan que la resistencia de un árbol a la mortalidad causada por fuego, depende principalmente de las características morfológicas que les sean útiles para proteger a sus tejidos vitales, de la capacidad de recuperarse de ciertos grados de lesión, y de la temporada en que los siniestros se presenten. Los incendios menos severos se presentan antes de la apertura de los brotes (para el caso de especies anuales), ya que existe una mayor cantidad de reservas de carbohidratos en los individuos (Van Wagner, 1973).

La resistencia asociada a los rasgos morfológicos tiende a aumentar con el tamaño y la edad del árbol en las especies adaptadas al fuego (Van Wagner, 1973). Vera y Rodríguez (2007) reportan para bosques de *Pinus hartwegii* en la región central de México, que a medida que los árboles incrementan en diámetro, la probabilidad de mortalidad disminuye significativamente ($P < 0.05$), y establecen que el diámetro de los árboles es una característica que influencia su supervivencia. Por ejemplo, un árbol de 5 cm de diámetro normal creciendo en un rodal de alta densidad (900 – 1200 árboles/ha), afectado por un incendio de alta intensidad (largo de llama de 8 m y una velocidad de propagación de 80 m min^{-1}), presenta una probabilidad de mortalidad del 90 %, en comparación con un individuo de 20 cm de diámetro normal creciendo en las mismas condiciones, el cual presenta una mortalidad menor al 10 %.

Hosmer y Lemeshow (2000) establecen que debido a que los trabajos de modelación de mortalidad o supervivencia son investigaciones predictivas donde la variable dependiente es binomial, la regresión logística es la expresión matemática más útil empleada para tales fines. Cuando se utiliza este tipo de modelos en árboles, debe incluirse variables que reflejen la gravedad de las

lesiones por fuego (Van Wagner, 1973). El porcentaje de copa dañada es quizás una de las características más ampliamente utilizadas para evaluar la probabilidad de mortalidad del arbolado (Herman, 1954; Methven, 1971; Van Wagner, 1973; Dieterich, 1979; Ryan, 1982). Sin embargo, la inclusión del daño en la zona del cambium refleja un incremento en la probabilidad de mortalidad para un nivel dado de daño a la copa (Salmon, 1934; McConkey y Gedney, 1951; Ferguson, 1955; Ryan, 1982; Peterson, 1983). Al respecto, Peterson y Ryan (1986) establecen que existe una relación negativa entre el diámetro del árbol y la mortalidad, independientemente del porcentaje de daño a la copa (*i.e.* a menor diámetro mayor probabilidad de mortalidad por daño en el cambium, y a mayor diámetro, la contribución a la muerte del árbol por daño al cambium decrece, y la mortalidad es controlada por el porcentaje de copa dañada).

3. Hipótesis

Los árboles de *Pinus hartwegii* Lindl. sometidos a alta intensidad de fuego, y con daño de su tejido fotosintético causado por este elemento en más de un tercio de su copa, tienen menor capacidad de captura de carbono a corto plazo que aquellos individuos con afectaciones menores.

Los árboles de *Pinus hartwegii* Lindl. sometidos a alta intensidad de fuego y con daño de su tejido fotosintético causado por este elemento en más de dos tercios de su copa, tienen mayores probabilidades de mortalidad que aquellos individuos con afectaciones menores.

4. Materiales y métodos

4.1. Descripción del área de estudio

4.1.1. Localización

El área de estudio se localiza dentro del parque nacional Iztaccihualt-Popocatépetl, el cual está ubicado en la parte centro-oriental del Eje Volcánico Transversal, entre las coordenadas extremas 18°59'00.43" y 19°28'09.44" de latitud norte y 98°34'55.88" y 98°46'40.95" de longitud oeste. Abarca los estados de México (28, 307 ha), Puebla (11,072 ha), y Morelos (438 ha), que en conjunto alcanzan una superficie de 39,819 ha (SEMARNAT, 2013).

El área de estudio se ubica en el municipio de Ixtapaluca, en el paraje conocido como el Cerro el Telapón, entre las coordenadas extremas 19° 22' 8.4" y 19° 22' 44" de latitud norte y 98°42' 32.40" y 98° 43' 1.2" de longitud Oeste , a una altitud promedio de 3,800 m (Figura 1).

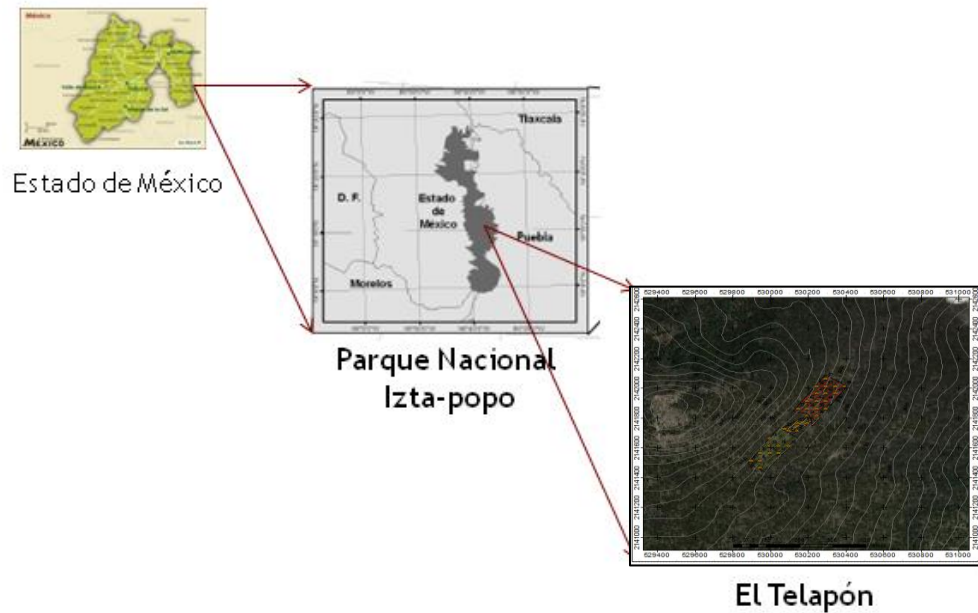


Figura 1. Localización del sitio de estudio

4.1.2. Clima

La región es influenciada en la época fría del año por sistemas de tiempo propios de las latitudes medias (*i.e.* frentes fríos y masas de aire polar continental), y en el verano por los sistemas meteorológicos propios de la zona tropical como los huracanes y las ondas tropicales (SEMARNAT, 2013).

Debido a su topografía y ubicación, el parque tiene una variedad de climas que van del templado húmedo a los fríos y muy fríos; la temperatura disminuye con la altura a razón de 0.68 °C por cada 100 m. Por su latitud, el parque se ubica en la región de los vientos alisios, en una zona en donde predominan las circulaciones de tipo convectivo local, lo cual hace posible una gran estabilidad meteorológica durante la mayor parte del año (SEMARNAT, 2013).

La clasificación climática específica de la zona es la correspondiente a la comunidad de Río Frío, Edo. de México (SEMARNAT, 2013) la cual se caracteriza como un tipo C (w'2) (w) (b') ig, descrito como un clima templado, subhúmedo,

con lluvias en verano, con una temperatura media del mes más frío inferior a 18° C, pero superior a -3° C. La precipitación del mes más húmedo es 10 veces mayor que la del mes más seco (<40 mm) y se concentra en la mitad del año en la que se encuentra el verano (García, 1988).

4.1.3. Tipo de suelo

Los suelos se clasifican como andosoles (SEMARNAT, 2013), los cuales se caracterizan por derivarse de cenizas volcánicas recientes, por lo cual son ligeros, con alta retención de humedad y buen contenido de nutrientes, así como con un alto contenido de materia orgánica (FAO, 2007). En los bosques de pino, a altitudes de 3,400 a 3,800 m el suelo es de textura migajón-arenosa, de color café oscuro a negro, y con un contenido de materia orgánica del 2 al 8 % (SEMARNAT, 2013).

4.1.4. Tipo de vegetación

La distribución de la vegetación dentro del parque es influenciada por la altitud, y se distinguen tres pisos principales de vegetación. Estos pisos incluyen zonas de transición o ecotonos, donde se llevan a cabo complejas relaciones ecológicas entre las comunidades, dificultando su interpretación y límite altitudinal preciso (SEMARNAT 2013). A pesar de ello, se ha clasificado a la vegetación en tres categorías básicas: 1) bosque de pino-abeto, compuesto principalmente por *Pinus ayacahuite* Ehren., *P. montezumae* Lamb, *P. hartwegii* Lindl., *Abies religiosa* Kunth Schltld. et Cham., *Eupatorium pazcuarense* Kunth, y *Senecio platanifolius* Benth.; 2) bosque de pino, integrado por *P. hartwegii*, *Ribes ciliatum* Humb. & Bonpl., *Lupinus montanus* Kunth, *Festuca* spp., *Calamagrostis* spp., y *Acaena elongata* L.; y 3) Zacatonal y pastizal alpino y subalpino, constituido por *Muhlenbergia quadridentata* (Kunth.) Trin., *Festuca* spp., *Calamagrostis* spp. y *Arenaria bryoides* Willd. ex D.F.K. Schltld. (Rzedowski, 1978; SEMARNAT, 2013).

En el área de estudio domina el bosque de *Pinus hartwegii*, la cual es una especie tolerante a las temperaturas bajas, a nevadas frecuentes (Rzedowski, 1978), y

probablemente sea uno de los pinos más adaptados a los incendios superficiales (Rodríguez y Fulé, 2003). Esta especie forma rodales abiertos con árboles de entre 15 y 20 m de altura, asociados con zacatonal denso (Rzedowski, 1978).

4.2. Tratamientos

El 3 de marzo del 2013 se presentó un incendio que afectó 59 ha en el cerro conocido como el Telapón. El área incendiada fue evaluada de manera preliminar el 15 de Marzo del mismo año. Observaciones realizadas sobre el porcentaje de copa dañada sirvieron de base para seleccionar el área como propicia para la realización de la presente investigación. En la misma fecha en que se realizó la evaluación preliminar, se determinaron los sitios apropiados para la realización de la quema prescrita y para el establecimiento del área de control. Lo anterior se realizó priorizando la ubicación de los caminos forestales. Se utilizó un clinómetro Suunto® y una brújula para estandarización de las áreas en cuanto a pendiente y exposición. Los lugares seleccionados fueron georreferenciados para su posterior ubicación en el plano, por medio de la utilización de un GPS Garmin®, modelo GPSMAP 64s, a una precisión máxima de 3 m.

Por medio del programa ArcGIS 10.2®, se verificaron los puntos localizados en campo y se procedió a la selección de las áreas, estandarizadas previamente. Para esto se utilizó el Modelo Digital de Elevación para la zona de estudio a escala 1:50,000 (INEGI, 2013), con el cual se obtuvieron los mapas de pendiente, exposición, y altitud (30-40 %, E-SE, 3780-3900 m, respectivamente). Finalmente, se determinó la zona óptima para la delimitación del área incendiada y el establecimiento de la quema prescrita y testigo con la técnica de álgebra de mapas.

La quema prescrita se realizó el 13 de abril del 2013, la técnica de ignición empleada fue por medio de antorchas de goteo, con el método de quema de fajas en retroceso. Se presentó una velocidad de viento a media llama de 10 km/h, humedad relativa promedio de 34 % y una velocidad de avance del fuego de 5 m/min. La actividad finalizó cuando las rachas de viento alcanzaron los 15 km/h, la

humedad relativa descendió a 29 % y la altura de llama alcanzó un promedio de 1 m, resultando en una superficie tratada de 1 ha. Para la realización de esta actividad se siguió la normatividad establecida en la NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007, la cual establece las especificaciones técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario; además, se contó con la colaboración de personal de la brigada universitaria de manejo del fuego Chapingo, las brigadas de la CONAFOR y CONANP de Río Frío, y dos brigadas comunitarias de la zona.

De la superficie total del área incendiada se delimitaron 4 ha. La evaluación preliminar mostró que en esta zona el incendio se presentó a favor del viento y de la pendiente, con una altura promedio de llama de 2.5 m, la cual fue calculada por medio de un muestreo aleatorio a partir de la altura de cicatriz de 50 árboles de la zona a evaluar. Finalmente, el área testigo quedó delimitada en 3.5 ha. Los valores de altura de llama para la quema prescrita e incendio, fueron considerados como indicadores de la intensidad del fuego (Willson y Sorenson, 1979). Las tres zonas se muestran en la Figura 2.

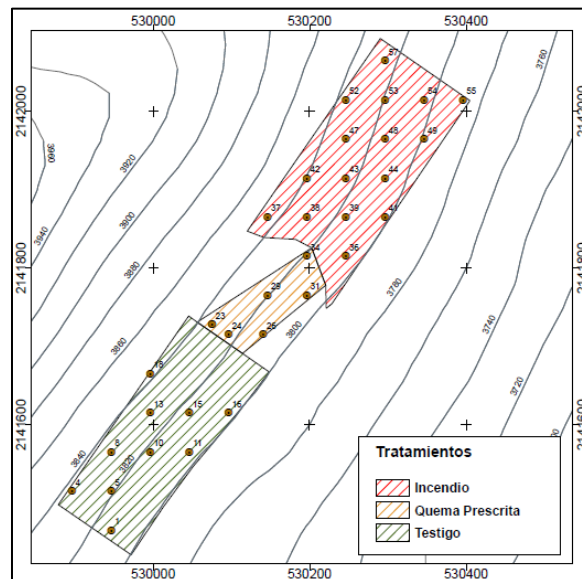


Figura 2. Delimitación de las áreas de estudio. Los puntos numerados representan los sitios de muestreo.

4.2.1. Evaluación de los tratamientos

En las zonas testigo e incendiada se realizó un muestreo sistemático, mientras que el área con quema prescrita, debido a sus dimensiones, fue evaluada por medio de un muestreo simple aleatorio, siendo el sitio la unidad muestral en los dos casos. La finalidad fue la de determinar el impacto de los tratamientos sobre la mortalidad del arbolado, y seleccionar la muestra de árboles para estimar la captura de carbono. Para el primer tipo de muestreo la separación entre líneas y sitios fue de 50 m. Cada sitio consistió de dos parcelas, una de 0.1 ha y otra de 100 m² a la cual se le nombró cuadrante. En las parcelas de 0.1 ha se midió el arbolado mayor a 6 m de altura, y en los cuadrantes se evaluó el arbolado menor a dicha altura. Finalmente, se establecieron 15 sitios en la zona incendiada, seis en la quema prescrita (tres de ellos sólo para medición de arbolado menor a 6 m), y diez en la zona testigo (Figura 2).

Para la determinación de daños a la copa se estableció una clasificación por fases de desarrollo (categorías), y observaciones realizadas en campo en cuanto a la severidad de afectación por categoría. Así, se estableció que los individuos catalogados como “brinzal (Bzal)” estuvieran en un intervalo de 0.30 a 1.30 m de altura; el “monte bravo 1” (MB1) formado por individuos de entre 1.30 y 3 m; “monte bravo 2” (MB2) con individuos de entre 3 y 6 m; los agrupados como “Vardazcal” (Vdcal), entre los 6 y 12 m; “Latizal” (Lzal), individuos entre 12 y 15 m; y “joven fustal” (JF), árboles de 15 a 20 m de altura.

Durante los meses de noviembre y diciembre del 2013, todos los árboles dentro de cada sitio y cuadrante fueron marcados para facilitar su posterior localización, y se registraron las siguientes características: diámetro basal en centímetros (Db); diámetro normal con corteza a 1.30 m en centímetros (DNCC); altura total en metros (AT); altura de cicatriz en metros (ACtz); longitud de copa original en metros (Lco); longitud de copa dañada en metros (Lcd); porcentaje de copa dañada (PCD); otros daños y su porcentaje (Od) (daños al arbolado por fenómenos naturales y antropogénicos), que para el caso de ataque por muérdago

se utilizó el sistema de evaluación de seis clases de Hawksworth (1977); y tipo de crecimiento (libre, límite, competencia y suprimido).

El porcentaje de copa dañada fue utilizado como indicador del daño al tejido fotosintético para cada individuo, y se obtuvo por medio de la siguiente ecuación (González y Rodríguez, 2004).

$$PCD = \frac{Lcd}{Lco} (100) \text{-----} \quad (1)$$

donde:

PCD = Porcentaje de copa dañada;

Lcd = Longitud de copa dañada (m);

Lco = Longitud de copa original (m).

Para el análisis de mortalidad, los individuos dentro de los cuadrantes fueron evaluados 18 meses después de la aplicación de la quema prescrita (o de la ocurrencia del incendio). Los individuos con toda la parte aérea viva, un segmento de ella, o con presencia de rebrotes basales, fueron clasificados como “vivos” y se les asignó un valor de “0” (cero), mientras que a los árboles que no presentaran dichas características, se les clasificó como “muertos” y se les asignó el valor de “1” (uno).

4.2.2. Selección del arbolado para estimar captura de carbono y mortalidad

Para determinar los efectos del fuego en la captura de carbono, la selección del arbolado a evaluar se realizó mediante una depuración inicial de los datos. Lo anterior se efectuó por medio de la verificación de la altura total con respecto a la altura de copa, del índice de esbeltez, así como de la elaboración de una gráfica de dispersión de altura a partir del diámetro para la localización de probables datos erróneos. Los registros que mostraron inconsistencias, fueron revisados nuevamente y corregidos, eliminando aquellos que no pudieron ser rectificadas.

Posteriormente, se seleccionaron los árboles que no presentaban daños mecánicos, que tuvieran una clasificación de uno en el sistema de evaluación de Hawksworth (1977) para muérdago, que no tuvieran indicios de ataques por descortezadores, y que no formaran parte del estrato suprimido. Finalmente, con el porcentaje de copa dañada se seleccionaron aquellas categorías de alturas con mayor contraste, esto es, aquellas que para el incendio tuvieran más del 66 % de copa dañada y para la quema prescrita menos del 33 %, ya que de éstas es donde se esperan mejores resultados en la discrepancia del crecimiento corriente anual debido a la diferencia en la eficiencia fotosintética y redistribución de carbohidratos.

Para evaluar la mortalidad se incluyeron individuos de 0.30 a 6 m de altura. Al igual que en el caso anterior, se realizó una depuración de la información registrada en campo por medio de gráficas de dispersión de AT a partir del DN y Db, para así detectar potenciales datos erróneos. Además, se optó por obtener también el índice de esbeltez (IE) y mediante el promedio e intervalo de confianza de éste, así como la gráfica de dispersión mencionada anteriormente, se verificó que el árbol a eliminar tuviera un relación alométrica fuera de lo normal (*i.e.* un individuo que gráficamente pareciera un dato erróneo y que no entrara en el intervalo de confianza del IE) y, por ende, fuese necesario eliminarlo. La depuración se realizó para los tratamientos de incendio y quema prescrita, separando a los árboles por categoría de altura (*i.e.* menores y mayores a 1.30 m).

4.2.3. Evaluación del incremento en biomasa en brotes del último periodo de crecimiento

La copa de los árboles seleccionados para la determinación de los efectos del fuego en la captura de carbono, se dividió en tres secciones para facilitar la toma de datos en campo y su posterior análisis con respecto al grado de afectación (Figura 3). Durante el verano del 2014, de cada sección de la copa se podaron tres ramas con orientación S, SE, o NE (ya que es en estas exposiciones donde se recibe mayor incidencia de luz durante el año), tomando en cuenta solamente

los brotes generados desde el 2012. Las muestras obtenidas fueron utilizadas para estimar el tiempo medio de residencia del follaje (TMRf), el cual se describe más adelante.

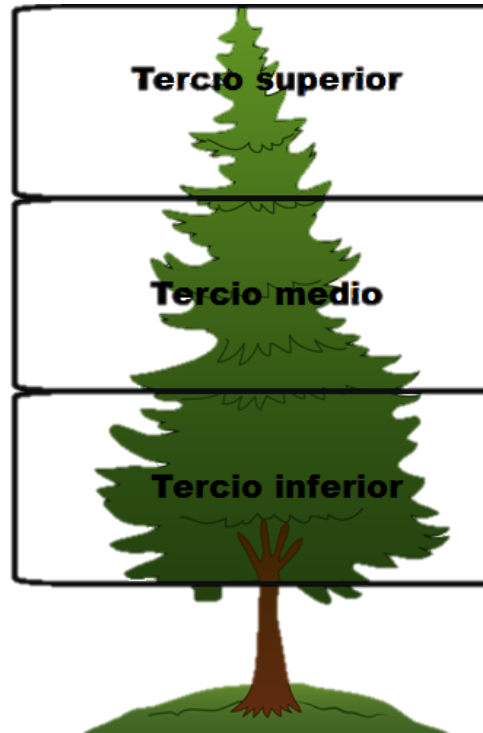


Figura 3. Secciones de la copa en los árboles evaluados.

De cada rama se separaron los brotes por año y se registró por separado el peso húmedo del material leñoso y del follaje. Posteriormente, las muestras fueron etiquetadas y transportadas al laboratorio para ser secadas a 70 °C hasta alcanzar peso constante y obtener la biomasa de cada muestra.

Una vez obtenidos los datos de biomasa, se procedió a promediar los tres brotes por sección de copa para cada uno de los individuos por tratamiento. Dicha información fue utilizada para comparar la respuesta del crecimiento en brotes por sección de copa por tratamiento. Se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) del promedio de biomasa de brotes por individuo por sección de copa por tratamiento. Además, se realizó una prueba de comparación de medias usando el procedimiento de Tukey (Benjamini y Braun, 2002). Ambos análisis se llevaron a

cabo por medio del paquete SAS[®] versión 9.4, ajustando, para el caso del análisis de varianza la suma de cuadrados tipo III, la cual es utilizada cuando se presentan tratamientos desbalanceados. Para el caso de la comparación de medias, se utilizó la media armónica del tamaño de celda.

Finalmente, con el objetivo de evaluar la variabilidad en el contenido de carbono de los últimos brotes de crecimiento para cada uno de los tratamientos, se obtuvieron tres muestras compuestas por tratamiento, del follaje de la parte media de la copa para el año 2013. Cada muestra consistió de material recolectado de 10 árboles (90 individuos en total), las cuales fueron analizadas en el Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados, para obtener los porcentajes de carbono para cada una de los subconjuntos enviados. Al igual que en el caso de la biomasa, los datos fueron analizados por medio de ANDEVA y una prueba de comparación de medias de Tukey (Benjamini y Braun, 2002), con el paquete SAS[®] versión 9.4.

4.2.4. Estimación del incremento relativo en captura de carbono por individuo

4.2.4.1. Cálculo del incremento en diámetro

De los árboles seleccionados, y que fueron podados para la estimación de la biomasa de brotes en las copas, se tomaron dos muestras de madera con el taladro de Pressler (*i.e.* virutas de incremento), midiendo también el grosor de corteza a cada lado de la pendiente. Estas muestras se transportaron al laboratorio, en donde fueron preparadas y escaneadas para la determinación del grosor de los anillos de crecimiento para los años 2011, 2012, y 2013, mediante el programa WinDENDRO[®] v. 2008b.

Con los datos de incremento en radio y el grosor de la corteza por árbol, se obtuvo el valor del diámetro normal con corteza para los años 2011, 2012, y 2013.

4.2.4.2. Estimación del contenido de carbono por individuo para los años 2011, 2012, y 2013

Se utilizó la ecuación alométrica generada por Jiménez y Acosta (comunicación personal) (2) para la estimación del contenido de carbono para *Pinus hartwegii* en la zona conocida como Paso de Cortés, la cual se encuentra a 32 km del área de estudio.

$$C = 0.0309 \cdot DNCC^{2.4722} \text{-----} \quad (2)$$

donde:

C = Contenido de carbono (Kg);

DNCC = Diámetro normal con corteza (cm)

El modelo se ajustó utilizando los valores de diámetro normal con corteza previamente calculados para cada árbol por tratamiento para los años 2011, 2012, y 2013.

Para el cálculo de pérdidas de C por caída de follaje, se utilizó el tiempo medio de residencia del follaje por tratamiento (TMRf) (Keyes y Grier, 1981), el cual está dado por la siguiente expresión:

$$TMRf = \frac{Rf}{Ef} \text{-----} \quad (3)$$

donde:

TMRF = Tiempo medio de residencia del follaje (años);

Rf = Reservorio de biomasa de follaje (g);

Ef = Entradas de biomasa al follaje (g año⁻¹)

Las dos variables independientes fueron tomadas a partir de las ramas recolectadas, excepto las de la parte alta de la copa. *Ef* se calculó como el promedio de la biomasa de varios interverticilos completos por tratamiento (*i. e.*

maduros pero con la menor ausencia de fascículos posible, en este caso los pertenecientes al 2013). Rf estuvo dado por el promedio de la biomasa del follaje presente en varias ramas al momento de la recolección por tratamiento.

Finalmente, la distribución de carbono por componente para *P. hartwegii* (Jiménez y Acosta, comunicación personal) calculado para el 2013, fue dividida entre el TMRf, y con ello se estimó la cantidad de carbono perdido en el año posterior a la aplicación de los tratamientos. Para el año 2012 se utilizó el TMRf obtenido para el testigo.

Con el contenido de carbono calculado para los años 2011, 2012, y 2013, se obtuvo el incremento en captura de C para el 2012 y el 2013. A estos valores se les sumaron las pérdidas de C por caída de follaje, obteniendo una estimación del incremento total de captura de carbono por individuo y el incremento relativo de carbono (IRCC) para los dos años considerados.

Se realizó un ANDEVA y una prueba de comparación de medias de Tukey para el 2012, con la finalidad de detectar diferencias significativas entre tratamientos para el año anterior a su aplicación. Para el 2013, se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA) siendo la covariable el porcentaje de copa dañada, y en ambos casos, la variable respuesta fue el IRCC. Debido a que el número de observaciones no fue el mismo en los tres tratamientos, se utilizó la suma de cuadrados tipo III en los análisis de varianza y covarianza, y la media armónica del tamaño de celdas para la diferenciación entre tratamientos.

4.2.5. Evaluación de la mortalidad del arbolado

Con los datos del conteo de mortalidad se determinaron los porcentajes de ésta para los tres tratamientos, con la finalidad de tener un estimador del impacto en el arbolado.

Posteriormente, se utilizó un modelo logístico (4) para determinar la probabilidad individual de mortalidad de los árboles menores a seis metros de altura y que

presentaran algún tipo de afectación por fuego. El modelo general se describe como:

$$P = \frac{1}{1+e^{-(\alpha+\beta_1X_1+\dots+\beta_nX_n)}} \quad (4)$$

donde:

P= probabilidad individual de mortalidad;

α = valor de intersección con la ordenada al origen;

$\beta_{1..n}$ = parámetros a estimar;

$X_{1..n}$ = variable independiente

Los árboles evaluados dentro de la zona de estudio se clasificaron como brinzales (Bzal), aquellos individuos entre 0.30 a 1.30 m de altura, y Monte Bravo (MB), los cuales se encontraban entre 1.30 a 6.0 m de altura. Para la determinación de los efectos de las variables independientes, se ajustaron tanto modelos separados para cada tratamiento como un modelo en conjunto. Las variables independientes analizadas incluyeron Db, DNCC (sólo para MB), AT, PCD, y ACTz. Con la significancia de los parámetros se ajustaron modelos parsimoniosos que incluyeran solamente variables significativas ($\chi^2 P < 0.05$) por tratamiento y en conjunto; además, se consideró que las expresiones matemáticas seleccionadas no incluyeran a la unidad dentro del intervalo de confianza de Wald y, finalmente, se consideró la concordancia del porcentaje de las probabilidades predichas con respecto a las observadas.

Los modelos se clasificaron de acuerdo con la cantidad de tratamientos que contenían. Así, los modelos “totales” incluyen en su estructura a todos los individuos, tanto de la quema prescrita como del incendio, mientras que los modelos para quema e incendio por separado son considerados “parciales”. Se obtuvo además, un modelo general que incluyó a los individuos desde los 0.3 m hasta los 6 m de altura para los dos tratamientos.

5. Resultados y Discusión

5.1. Efectos del fuego en la captura de carbono a corto plazo en arbolado joven de *Pinus hartwegii* Lindl.

De acuerdo con el análisis de los datos arrojados por cada tratamiento, los individuos pertenecientes a las categorías de Bzal y MB1 presentaron más del 70 % de copa dañada, tanto en la quema prescrita como en el incendio. Los árboles mayores a 12 m de altura no presentaron daños mayores al 41 % en los dos tratamientos. Por otro lado, MB2 y Vdcal fueron las categorías más contrastantes en cuanto al daño de copa, y donde se esperaban las respuestas en eficiencia fotosintética y redistribución de carbohidratos. Así, los promedios entre el incendio y la quema prescrita fueron de 76.7 y 26.5 % para MB2, y 58.7 y 13.3% para Vdcal (Figura 4), respectivamente. De estas dos categorías se seleccionaron los árboles para obtener información para el cálculo del incremento en brotes y carbono.

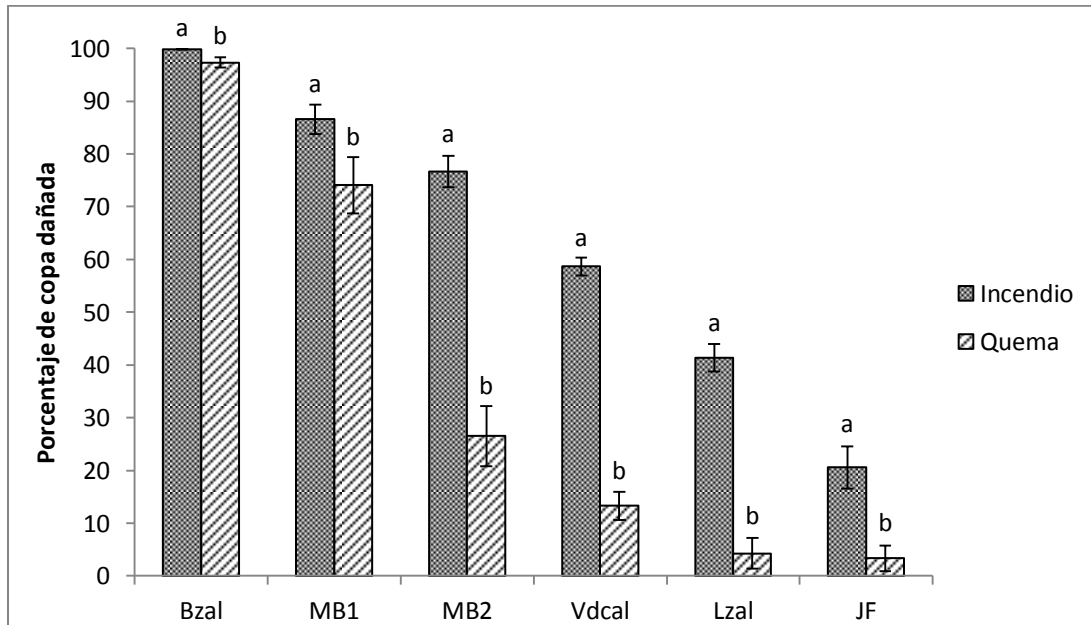


Figura 4. Porcentaje de copa dañada por fases de desarrollo para incendio y quema prescrita. Letras distintas por fases de desarrollo son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$)

Se muestrearon 92 árboles para estimar los incrementos en brotes para los últimos periodos de crecimiento en la copa. La prueba de comparación de medias de Tukey (Cuadro 1) indica que para la biomasa promedio de los brotes por individuo en las partes bajas y medias de las copas, existieron diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) entre la quema prescrita y los demás tratamientos, no así para la parte alta de las copas, donde dichas diferencias no fueron significativas.

Cuadro 1. Valor promedio de biomasa de brotes por tratamiento y sección de copa

Tratamiento	N	Biomasa (g) brote bajo	Biomasa (g) brote medio	Biomasa (g) brote alto
Incendio	34	0.00c	13.9b	24.56a
Quema	21	10.33a	25.81a	31.76a
Testigo	37	5.48b	14.31b	24.78a

Promedios con distinta letra en una hilera son estadísticamente diferentes (Tukey, $p \leq 0.05$).

El análisis de varianza del contenido de carbono para el follaje de los brotes de crecimiento para el año 2013 por tratamiento, indicó que no existe ningún efecto significativo de los tratamientos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Análisis de varianza para el contenido de carbono en el follaje para el año 2013.

Fuente	GL	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	Valor F	P > F
Modelo	2	0.4724222	0.2362111	1.94	0.2243
Error	6	0.7315333	0.1219222		
Total corregido	8	1.2039556			

Se tomaron muestras de 100 árboles para el análisis del incremento relativo de carbono (IRCC) en la zona de estudio. El análisis de varianza mostró que para el año 2012 no existió efecto de los tratamientos sobre la variable respuesta ($P = 0.6072$). El análisis de covarianza indica que existe efecto de alguno de los tratamientos sobre IRCC (Cuadro 3) para el año 2013 ($P < 0.001$). El efecto de la covariable (Estimador = -0.14) indica que a mayor porcentaje de copa dañada, menor IRCC.

Cuadro 3. Significancia de los modelos lineales para los años 2012 y 2013.

Modelo	Año	Suma de cuadrados tipo III	F-Valor	Pr > F
ANOVA	2012	18.17	0.5	0.6072
ANCOVA	2013	356.81	13.2	<.0001

Las pruebas de comparación de medias de Tukey mostraron que no existieron diferencias significativas entre tratamientos para el año 2012. Sin embargo, para el año 2013, los individuos en la quema prescrita presentaron en promedio un mayor incremento (17.59 %), siendo significativamente diferente que los demás tratamientos (13.21 % para el incendio y 14.50 % testigo) (Figura 5).

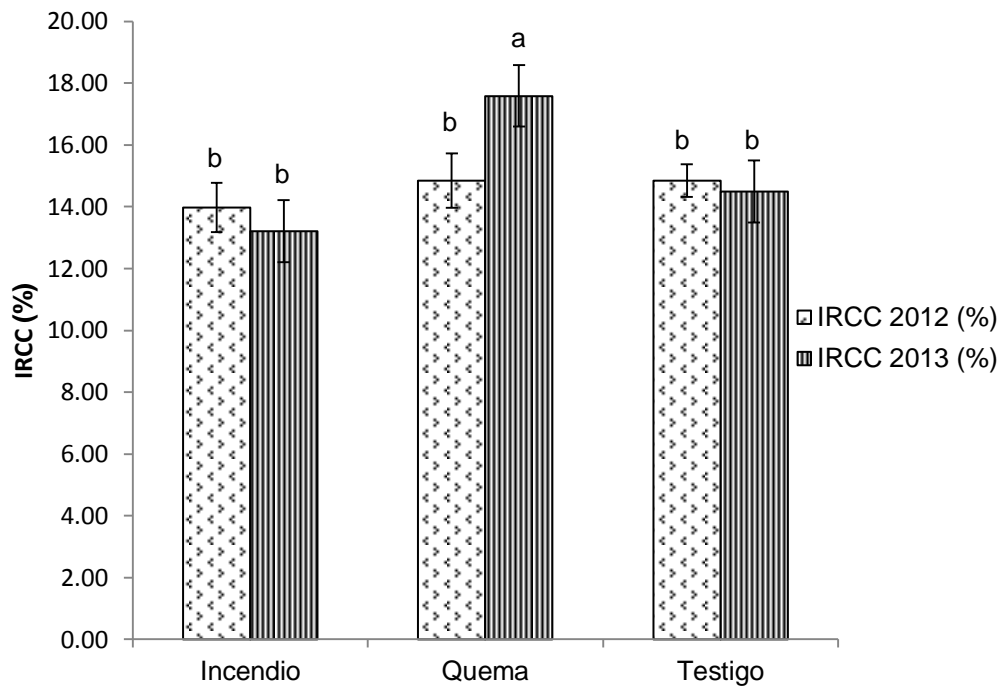


Figura 5. Incremento relativo en captura de carbono (IRCC) por tratamiento para los años 2012 y 2013. Columnas con distinta letra son estadísticamente diferentes (Tukey, $P \leq 0.05$)

Por otro lado, se determinó que existe mayor capacidad de captura de carbono en los individuos bajo quema prescrita afectados en menos de un tercio de la copa, que aquellos en donde no existió la presencia del fuego, o que fueron dañados a un nivel medio o alto debido a un incendio forestal (Figuras 4 y 5).

La ausencia de diferencias significativas en la biomasa de los brotes de la parte superior de las copas se interpreta como una respuesta fisiológica de árboles bajo tensión. González y Rodríguez (2004), registraron una recuperación de copas altamente dañadas del 69.9 % en árboles de *P. hartwegii*, estableciendo que es un mecanismo de supervivencia para la recuperación de tejido fotosintético y por ende de generación de carbohidratos. Por su parte, O’Brien *et al.* (2010) proponen que después de un incendio de alta intensidad, donde se han visto dañadas tanto las copas como las raíces finas, los carbohidratos contenidos en la planta son asignados a la reparación de los tejidos dañados, siendo prioritaria la recuperación de los tejidos de absorción y fijación.

El mayor valor de IRCC de los individuos en la quema prescrita puede explicarse en gran parte por el comportamiento de los brotes en la parte media de las copas durante el último periodo de crecimiento. De acuerdo con Kramer y Kozlowski (1979), en la sección media de la copa se localiza la zona fotosintéticamente más eficiente de los árboles y se genera una mayor fijación de carbohidratos, lo cual se manifiesta en el crecimiento primario y secundario de los árboles, y se refleja en la cantidad de carbono capturado. La ausencia de diferencias significativas en el contenido de carbono en las acículas para cada uno de los tratamientos, indica que los mejores resultados en IRCC para la quema prescrita están altamente influenciados por una mayor biomasa en el último brote de crecimiento y disposición en la copa, y no necesariamente por modificaciones anatómicas de la hoja (Pardos, 2001).

Los datos de IRCC muestran tendencias similares a las reportadas por Meigs *et al.* (2009) en cuanto a severidad, quienes observaron una correlación negativa entre la severidad de los incendios y la cantidad de carbono almacenado en el estrato arbóreo. Sus resultados indican que para bosques de *Pinus ponderosa*, la cantidad de carbono almacenado cuatro a cinco años después de un incendio de baja intensidad fue de 5, 576 g C m⁻², mientras que para las zonas con incendios de alta intensidad fue de 0 g C m⁻², siendo esta misma tendencia la que siguió el bosque mixto de coníferas en la misma zona y en el mismo periodo posterior al incendio (7,268 g C m⁻² vs 972 g C m⁻², respectivamente).

Por otro lado, al considerar al DNCC como una variable implícita en los resultados del IRCC, éstos pueden compararse con lo obtenido por González y Rodríguez (2004), quienes registraron un mayor incremento en diámetro sin corteza en *Pinus hartwegii* en crecimiento libre un año después de una quema controlada. Los individuos que presentaron menos de un tercio de su copa dañada tuvieron un incremento significativo ($P < 0.01$) con respecto a los encontrados para los árboles con dos tercios de su copa dañada y los testigos (incrementos promedio de 3.09, 2.41 y 2.33 mm, respectivamente); a su vez, para estos dos últimos grupos, se

obtuvieron valores significativamente mayores ($P < 0.01$) que los obtenidos para los individuos con más de dos tercios de copa dañada (2.03 mm).

5.2. Probabilidad de mortalidad del arbolado juvenil de *Pinus hartwegii* Lindl.

En general, se presentaron bajos índices de mortalidad en los tres tratamientos. Los promedios de mortalidad fueron de 28 % para el área incendiada, 13 % para la quema prescrita, y 3 % en la zona testigo.

Para obtener los modelos de probabilidad de mortalidad se trabajó con una base final de 549 individuos, obteniéndose seis modelos de acuerdo a la significancia de los parámetros ($\chi^2 P < 0.05$) y la parsimonia del modelo. Todos los modelos generados no incluyeron a la unidad dentro del intervalo de confianza de Wald y presentaron en general buena concordancia del porcentaje de las probabilidades predichas con respecto a las observadas, siendo los valores mínimos muy cercanos al 60 % (Cuadro 4)

En los modelos para individuos mayores a 1.30 m de altura, las variables explicativas más consistentes fueron el porcentaje de copa dañada y el diámetro normal, esta última sólo para el caso de la modelación total (Cuadro 4). La altura de cicatriz es la variable que explica en un mayor porcentaje la probabilidad de mortalidad en el caso de los brinzales (Cuadro 4).

Cuadro 4. Significancia de los parámetros para los modelos logísticos de mortalidad.

Modelo	Radio de verosimilitud (P-Valor)	Asociación de probabilidades. Concordancia (%)	Parámetros	Estimador	Error Estándar	P-Valor	Intervalos de confianza de Wald al 95 %	
							Inf.	Sup.
Menores a 1.30 m Total	0.0192	59.5	Intercepto	-1.9263	0.4099	<.0001		
			Alt. de cicatriz	1.2851	0.5503	0.0195	1.229	10.631
Mayores a 1.30 m Total	<.0001	77.7	Intercepto	-9.9159	2.3053	<.0001		
			Pcd	0.1001	0.0243	<.0001	1.054	1.159
Mayores a 1.30 m Total	0.0376	59.6	Intercepto	-0.496	0.4054	0.2212		
			DNCC	-0.1467	0.074	0.0473	0.747	0.998
Mayores a 1.30 m Incendio	<.0001	75.2	Intercepto	-12.205	3.218	0.0001		
			Pcd	0.1249	0.0337	0.0002	1.061	1.21
Mayores a 1.30 m Quema	0.0001	81.8	Intercepto	-6.7876	2.6103	0.0093		
			Pcd	0.0651	0.0281	0.0208	1.01	1.128
General	<.0001	72.2	Intercepto	-11.5489	2.5898	<.0001		
			Alt. de cicatriz	0.8715	0.2301	0.0002	1.523	3.753
			Pcd	0.1001	0.0252	<.0001	1.052	1.161

Valor de alfa = 0.05; Pcd = Porcentaje de copa dañada; DNCC = Diámetro normal con corteza; Alt. de cicatriz = Altura de cicatriz.

Con base en los modelos logísticos generados, la probabilidad máxima de mortalidad en brinzales a una altura de cicatriz de 1.29 m es de 44 %. Los árboles jóvenes mostraron una probabilidad máxima de mortalidad de 52 %, mientras que los valores máximos en quema prescrita e incendio fueron de 43 % y 57 %, respectivamente. En los tres casos, el porcentaje de copa dañada es la característica explicativa más importante. Para individuos de 1 cm de diámetro normal con corteza, la probabilidad máxima de mortalidad individual estimada con el modelo correspondiente es de 13 %. Finalmente, el modelo general quedó influenciado por dos variables independientes (Altura de cicatriz y porcentaje de copa dañada), las cuales favorecen la probabilidad de mortalidad conforme aumentan sus valores. El comportamiento de mortalidad para cada uno de los modelos se muestra en la Figura 6.

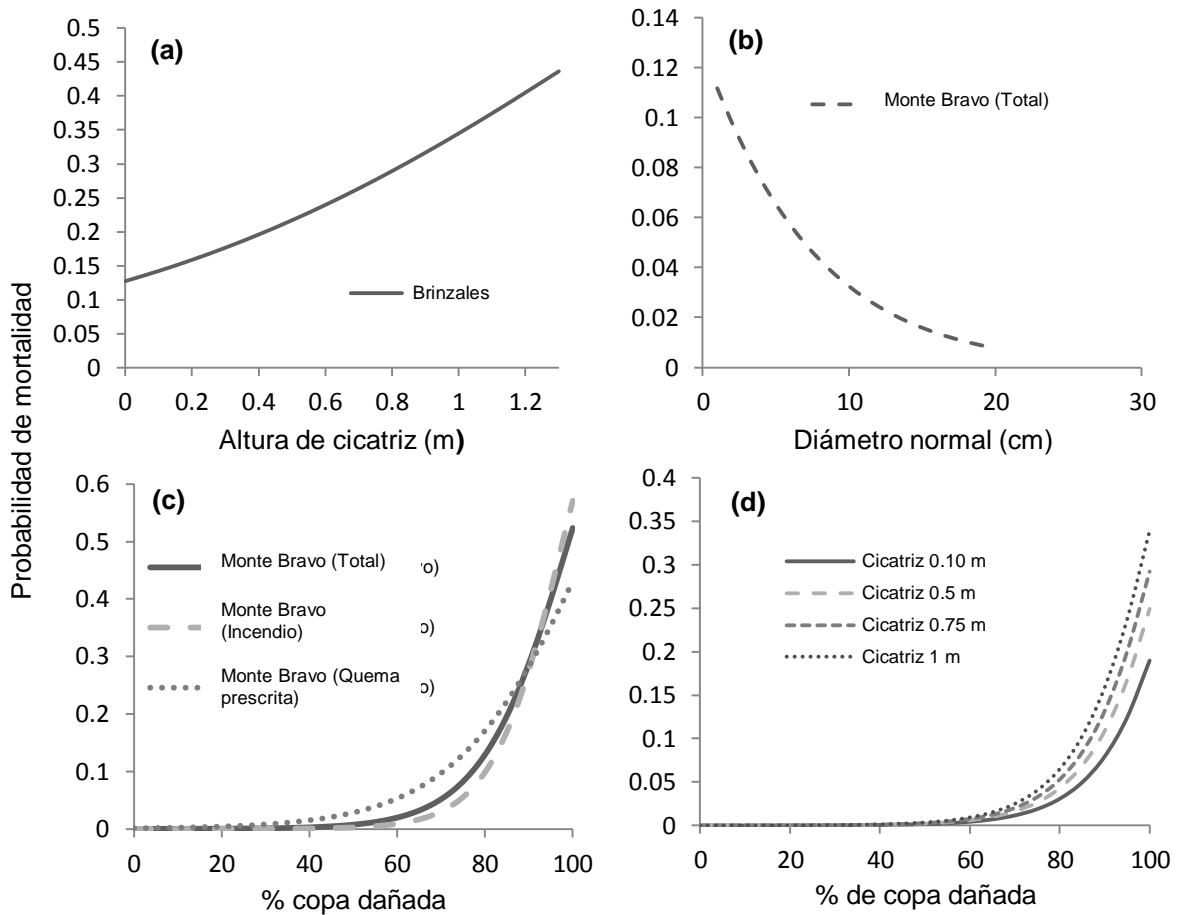


Figura 6. Probabilidad de mortalidad en función de: a) altura de cicatriz para brinzales; b) diámetro normal para monte bravo; c) porcentaje de copa dañada por tratamiento y total para monte bravo; y d) porcentaje de copa dañada y altura de cicatriz para todos los individuos.

Los promedios de mortalidad en los tres tratamientos muestran tendencias similares a los reportados por Hernández y Rodríguez (comunicación personal), y Vera y Rodríguez (2007) para la misma especie en la zona del Ajusco, D.F. Los primeros autores reportan una mortalidad del 66.9 % para la zona incendiada, 6 % en la quema prescrita, y sin mortalidad para la zona testigo; mientras que los segundos reportan una mortalidad del 67.7 % para una quema prescrita de alta intensidad (que emulaba un incendio), 4.4 % para una quema prescrita de baja intensidad, y 4.2 % para la zona testigo en tratamientos establecidos en marzo. Las diferencias entre los estudios citados y el presente trabajo pueden ser

atribuibles a la variabilidad del comportamiento del fuego y a la temporalidad con que este factor se presenta (Ryan y Reinhardt, 1988; Vera y Rodríguez, 2007).

La baja mortalidad que se presentó en la zona incendiada puede ser atribuible a la forma en cómo se comportó el incendio, el cual tuvo un corto tiempo de residencia de temperaturas elevadas o letales; a las características propias de adaptaciones al fuego que presenta *P. hartwegii* (Rodríguez *et al.*, 2004), y a la temporalidad con que se presentó el disturbio. En este último aspecto, Vera y Rodríguez (2007), reportaron menores tasas de mortalidad en esta especie para incendios de alta intensidad ocurridos en el mes de marzo (13.9 %) contra los que se presentaron en mayo (52 %), dos años después de aplicados los tratamientos.

La alta mortalidad obtenida en la quema prescrita, en comparación con lo reportado por Hernández y Rodríguez (comunicación personal), puede deberse a la temporada en que se realizó esta actividad (Abril). Vera y Rodríguez (2007), reportan que las quemas prescritas a baja intensidad en el mes de mayo pueden alcanzar hasta un 14.5 % de mortalidad, debido a la sequía acumulada durante la temporada de incendios (evaluación realizada dos años después de aplicados los tratamientos). Otros factores que influyen son el vigor del arbolado antes de la quema prescrita (Ryan y Reinhardt, 1988), y la estacionalidad del crecimiento de yemas (Wagener, 1961). Ambos factores podrían ser determinantes porque en el área de estudio existe una gran presencia de muérdago enano (*Arceuthobium sp.*) y además, se constató que el inicio de la elongación de las yemas coincidió con la aplicación de la quema prescrita, exponiendo las yemas de la mayoría de los individuos a los efectos del fuego.

En un estudio de mortalidad por fuego de árboles maduros de *P. ponderosa* y *P. Jeffreyi*, Wagener (1961) mostró que los individuos son más susceptibles a los daños por fuego durante el periodo activo de crecimiento, por lo que establece que la mortalidad está más relacionada con los daños a las yemas que con la muerte de follaje.

Las probabilidades de mortalidad obtenidas con los modelos generados en el presente estudio, son concordantes con las registradas por otros autores. Tal y como proponen Peterson y Ryan (1986), a medida que los árboles son más pequeños, en este caso individuos menores a 1.30 m de altura, la probabilidad de mortalidad aumenta debido a los daños ocasionados al cambium, independientemente de la cantidad de copa dañada. Esto debido a que los árboles más jóvenes tienden a tener cortezas más delgadas (Martin, 1963; Ryan y Reinhardt, 1988; Costa *et al.*, 1991; Regelbrugge y Conard, 1993).

Wyant *et al.* (1986), determinaron que un indicador morfológico del daño al cambium está correlacionado con la altura de cicatriz. En el presente estudio, la altura de la cicatriz fue la característica que mejores resultados mostró en los modelos evaluados para predecir la mortalidad en brinzales. A medida que la altura de cicatriz aumenta existe una probabilidad mayor de mortalidad individual (Figura 6a).

El diámetro normal con corteza (DNCC) solo fue significativo de manera aislada en el modelo total ($\chi^2 P < 0.05$). La relación DNCC – mortalidad es notoriamente inversa (Figura 6b), lo cual concuerda con los resultados presentados por Vera y Rodríguez (2007) para la misma especie en la zona del Ajusco, D.F.

Para el caso de los individuos mayores a 1.30 m de altura, se observa que la mortalidad está influenciada principalmente por el Pcd y el DNCC. El porcentaje de copa dañada es uno de los indicadores mayormente usados para la determinación de mortalidad (Ryan, 1982; Peterson, 1985; Ryan *et al.*, 1988), y en el presente trabajo los modelos obtenidos muestran que a mayor porcentaje de copa dañada, mayor será la probabilidad de mortalidad. Esto es congruente con lo establecido por otros autores para especies como *Pinus ponderosa* (Martin, 1963; Lynch, 1959; Wyant, 1981) y *Pinus lambertiana* (Mutch y Pearson, 1998). La muerte de individuos de estas especies está mayormente influenciada por el porcentaje de copa dañada, debido principalmente a la reducción de copa y por ende la disminución en la producción de fotosintatos (Wyant, 1981).

La Figura 6 (c) muestra que el modelo obtenido exclusivamente para la quema prescrita, predice una menor probabilidad de mortalidad a un porcentaje de copa dañada del 100 %, en comparación con el incendio o el modelo total. Vera y Rodríguez (2007) también encontraron para *P. hartwegii*, que la mortalidad en quemas prescritas vs incendios forestales es mucho menor durante la temporada de incendios. Por otra parte, las curvas definidas por los modelos de porcentaje de copa dañada, concuerdan en los puntos de inflexión (alrededor del 70 % de copa dañada), con los generados por Stephens y Finney (2002) para *P. ponderosa*. Esto sugiere que el déficit en la producción de fotosintatos empieza a comportarse de manera exponencial después de la pérdida de $\frac{3}{4}$ de copa.

El modelo general muestra el efecto combinado del porcentaje de copa dañada y el daño al cambium, representado por la altura de cicatriz (Figura 6d). Se observa que la mortalidad del arbolado aumenta cuando el daño a la copa es acompañado por el daño al tejido de conducción, tal y como se ha sugerido en estudios similares (Herman, 1954; Wagener, 1961).

6. Conclusiones

Los individuos de *P. hartwegii* con un nivel bajo de afectación por fuego en la copa, correspondientes al tratamiento de quema prescrita, presentaron mayor capacidad de captura de carbono que aquellos con un nivel medio-alto de afectación correspondientes al incendio.

Se registró un mayor incremento en biomasa en los brotes del último periodo de crecimiento de la copa en las secciones baja y media, para individuos en el tratamiento de quema prescrita. Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre tratamientos para las partes altas.

Se estimó un mayor incremento relativo en carbono en los individuos bajo tratamiento de quema prescrita. Dicho valor se atribuye a la redistribución de carbohidratos en las copas, lo que conlleva a una mayor generación de biomasa en las zonas fotosintéticamente más eficientes, y por ende un mayor crecimiento secundario.

El área de quema prescrita presentó 54 % menos mortalidad que la zona incendiada, pero fue cuatro veces más alta que en la zona testigo, esto último se asume que fue debido principalmente al vigor del arbolado antes de la quema prescrita y a la época en la que ésta fue aplicada.

Se obtuvieron seis modelos logísticos para la modelación de mortalidad en la zona de estudio; siendo el porcentaje de copa dañada, la altura de cicatriz, y el diámetro normal con corteza, las variables que influyen en la mortalidad. En este sentido, se demostró que la probabilidad de mortalidad en áreas con quemas prescritas para árboles mayores a 1.30 m, está influenciada mayormente por el porcentaje de copa dañada, y es menor que en el área incendiada. Esto por las condiciones mismas en la que se presenta el fuego en los dos casos, siendo más intenso en el área incendiada.

En general, la quema prescrita presentó mejores resultados en cuanto a incrementos relativos en carbono capturado y supervivencia del arbolado. Sin embargo, es recomendable realizar evaluaciones con intervalos de tiempo más grandes (mínimo 5 años), con la finalidad de demostrar que las quemas prescritas pueden ser una herramienta útil en labores silvícolas que busquen mejorar las condiciones de crecimiento y vigor de los rodales en donde se apliquen, así como una alternativa en la mitigación del cambio climático, al influir en la mayor absorción de carbono en el arbolado.

En este estudio, sólo se valoraron daños a las estructuras aéreas del arbolado, se recomienda que para futuros trabajos se extienda la evaluación al sistema radical, para poder valorar de manera más amplia el efecto de las diferentes intensidades del fuego sobre la fisiología del arbolado.

7. Literatura citada

- Agee, J. K. 1993. Fire Ecology of Pacific Northwest Forests. Island Press. Washington, D.C. USA. 477 p.
- Alanis M. H., J. Navár, y A. Domínguez P. 2000. The effect of prescribed burning on surface runoff in a pine forest stand of Chihuahua. México. Forest. Ecol. Manage. 137:199-207.
- Benjamini, Y., and H. Braun. 2002. John W. Tukey's contributions to multiple comparisons. The Ann. Stat. 30 (6):1576–1594.
- Brown, J. K. 2000. Introduction and Fire Regimes. *In: Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Flora.* Brown J. K., and J. K. Smith (Eds). United State of America, 2000. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p.
- Busse, M. D, P. H. Cochran, and J.W. Barren. 1996. Changes in ponderosa pine site productivity following removal of understory vegetation. Soil. Sci. Soc. Am. J. 60:1614–21.
- Campbell, J L., E. H. Harmon, and S. R Mitchell. 2011. Can fuel-reduction treatments really increase forest carbon storage in the western US by reducing future fire emissions?. Front. Ecol. Environ. 10: 83–90.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soil: a review. Oecología. 143: 1-10.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2014. Reporte semanal de resultados de incendios forestales 2014. Del 01 de enero al 31 de Diciembre del 2014. Comisión Nacional Forestal, Zapopan, Jalisco. 21 p.
-
-

Costa J.J., L.A. Oliveira, D.X. Viexas, and L.P. Neto. 1991. On the temperature distribution inside a tree under fire conditions. *Int. J. Wildland Fire* 1 (2): 87–96.

Dieterich, J.H. 1979. Recovery potential of fire-damaged Southwestern ponderosa pine. USDA Forest Service Research. Note RM-379. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado. pp: 8.

Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2013. ArcGIS (versión 10.2). Software de procesamiento digital de imágenes satelitales. Los Ángeles, Estados Unidos.

Eguiluz P., T. 1978. Ensayos de integración de los conocimientos sobre el género *Pinus* en México. Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, Edo. de México. México. 571 p.

Eguiluz P., T. 1985a. Descripción botánica de los pinos mexicanos División de Ciencias Forestales. Chapingo, México. 45 p.

Eguiluz P., T. 1985b. Descripción botánica de los pinos mexicanos. F.A.O. México. 45 p.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2007. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informe sobre recursos mundiales de suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. 76 p.

Ferguson, E.R. 1955. Fire-scorched trees: will they live or die?. *In*: Modern forest fire management in the south: Proceedings, 4th annual forestry symposium. Baton Rouge, Louisiana, 6 – 7 Abril de 1955. School of Forestry, Louisiana State University. pp: 102-111.

- Finkral, A.J., and A.M. Evans. 2008. The effects of a thinning treatment on carbon stocks in a northern Arizona ponderosa pine forest. *Forest. Ecol. Manage.* 255: 2743–50.
- Fulé, P. Z. and W. W. Convington. 1997. Fire regimes and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Conserv. Biol.* 13 (3): 640 – 652.
- García E., 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Offset Larios (Ed.). México. 217 p.
- Gill, A. M. 1975. Fire and the Australian flora: a review. *Australian Forestry.* 38: 4 – 25.
- Gill, A. M. 1981. Fire adaptative traits of vascular plants. *In: Proc., conf. on fire regimes and ecosystem properties.* USDA For. Serv. (Ed), Washington, D.C. pp: 208-230.
- Glitzenstein, J. F., D. R. Streng and D.D. Wade. 2003. Fire frequency effects on longleaf pine (*Pinus palustris* P.Miller) vegetation in South Carolina and Northeast Florida. *USA. Nat. Areas J.* 23:22-37.
- González C. J., R. Barrios E., A. Ruiz G. D. Cibrián T., y J. Méndez M. 1991. Diseminación de semillas y establecimiento de plantulas de *Pinus rudis* y *Pinus montezumae* en Calpulalpan, Tlaxcala. *Revista Chapingo.* 15 (75) : 67 – 71.
- González R., A. 2001. Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México. 98 p.
- González R., A., y D. A. Rodríguez T. 2004. Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Distrito Federal, México. *Agrociencia* 38: 537-544.
-
-

- Hardesty, J., R. L. Myers, and W. Fulks. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *George Wright Forum* 22:78-87.
- Hawksworth, F.G. 1977. The 6-class dwarf mistletoe rating system. USDA Forest Service Research. General Technical Report RM-48. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Fort Collins, CO. U.S. 7 p.
- Heinselman, M. L. 1978. Fire in wilderness ecosystems. *In*: 'Wilderness Management'. Hendee J. C., G. H. Stankey, and R. C. Lucas (Eds.). Washington, D. C. 1978. USDA Forest Service, pp: 249–278.
- Herman, F. R. 1954. A guide for marking fire-damaged ponderosa pine in the Southwest. USDA Forest Service Research Note RM-13. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado, pp: 4.
- Hernández M., H. 1985. Variación natural de *Pinus hartwegii* Lindl.: dimensiones transversales de las traqueidas en un transecto altitudinal de Zoquiapan. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México, México. 59 p.
- Hernández P. R., y D. A. Rodríguez T. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo.
- Hosmer, D. W., and S. Lemeshow. 2000. Applied logistic regression. Wiley. New York. 392 p.
- Hurteau, M. D., G. W. Koch, and B. A. Hungate. 2008. Carbon protection and fire risk reduction: toward a full accounting of forest carbon offsets. *Front. Ecol. Environ* 6: 493 – 498.

Hurteau, M. D., and M. North. 2009. Fuel treatment effects on treebased forest carbon storage and emissions under modeled wildfire scenarios. *Front. Ecol. Environ.* 7: 409–414.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Modelo digital de elevación, E14B31. 1:50000. Aguascalientes, México.

IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO (Ed), Roma. 117 p.

Irvine, J., B. E. Law, and K. A. Hibbard. 2007. Postfire carbon pools and fluxes in semiarid ponderosa pine in Central Oregon. *Glob. Change Biol.* 13:1748–60.

Jardel P., E. J., E. Alvarado, J. E. Morfín R., F. Castillo N., y J. G. Flores G. 2009. Regímenes de Fuego en Ecosistemas Forestales de México. *In: Impacto ambiental de incendios forestales.* Flores G. J. G (Ed.). México, 2009. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, Colegio de Postgraduados. pp: 73-100.

Jiménez C. C. R., y M. Acosta M. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental Valle de México.

Keyes, R.M., and C.C. Grier. 1981. Above- and below-ground net production in 40-years-old Douglas-fir stands on low and high productivity sites. *Can. J. For. Res.* 11:599-605.

Kilgore, B. M. 1981. Fire in ecosystem distribution and structure: western forests and scrublands. *In: 'Fire Regimes and Ecosystem Properties: Proceedings of the Conference'.* Mooney H. A., T. M. Bonnicksen, N. L. Christensen, J. E. Lotan and R. A. Reiners (Comps.) Washington, D.C.1981. USDA Forest Service, pp. 58–59.

- Kramer, P.J., and T.T. Kozlowski. 1979. Physiology of woody plants. Academic Press, Orlando, Florida, 811 p.
- Litton, C. M., M. G. Ryan, D. H. Knight, and P. D. Stahl. 2003. Soil-surface carbon dioxide efflux and microbial biomass in relation to tree density 13 years after a stand replacing fire in a lodgepole pine ecosystem. *Glob Change Biol.* 9:680–696.
- López C. M., H. Ryusuke, G. Georg O. Takeshi, G. Eremei and F. Alexander. 2012. Forest fires effects on carbon stocks and soil chemistry in central Yakutia, eastern Siberia. *Eur. J. For. Res.* 15(1): 9-17
- Lynch, D.W. 1959. Effects of a wildfire on mortality and growth of young ponderosa pine trees. USDA Forest Service Research. Note, INT-66. Ogden, Utah. USA. 8 p.
- Manson R. H., E. J. Jardel P., M. Jiménez E. y C.A. Escalante S. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impacto sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. *In: Capital natural de México. Vol. II. Estado de conservación y tendencias de cambio.* Dirzo R., González R. e I.J. March (Comp.). Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México. D.F. pp: 131-184.
- Martin, R. E. 1963. A Basic approach to fire injury of tree stems. In: Proceedings of the second annual tall timbers fire ecology conference. USDA Forest Service Southern Research Station (Ed.). March 14-15, 1963: Tallahassee, Florida. pp:151-162.
- Martínez M. 1948. Los pinos mexicanos. 2 da ed. Botas. México. 361 p.
- McConkey, T.W., and D.R. Gedney. 1951. A guide for salvging white pine injured by forest fires. USDA Forest Service Research. Note 11. Northeastern Forest Experiment Station, Upper Darby, Pennsylvania. pp: 4.
-
-

- Meigs, G. W., D. C. Donato, J. L. Campbell, J. G. Martin, and B. E. Law. 2009. Forest Fire Impacts on Carbon Uptake, Storage, and Emission: The Role of Burn Severity in the Eastern Cascades, Oregon. *Ecosystems*. 12:1246-1267.
- Methven, I. R. 1971. Prescribed fire, crown scorch and mortality: field and laboratory studies on red and white pine. Canadian Forestry Service Information Report PS-X-31. Petawawa Forest Experiment Station, Chalk River, Ontario, pp. 10.
- Musalem S., M. A. y M. A. Solís. 2000. Monografía de *Pinus hartwegii*. INIFAP. CIRCE (Ed.). Libro técnico No. 3. SAGAR. Campo Experimental del Valle de México, Chapingo, Estado de México. 96 p.
- Mutch, L.S., and D.J. Parsons. 1998. Mixed conifer forest mortality and establishment before and after prescribed fire in Sequoia National Park, California. *For. Sci.* 44 (3), 341–355.
- NOM-015, Norma Oficial Mexicana. (2009). Que establece las especificaciones técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario. NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007. Diario Oficial de la Federación. México. 69 p.
- O'Brien, J. J., J. K. Hiers, R. J. Mitchell, J. M. Varner III, and K. Mordecai. 2010. Acute physiological stress and mortality following fire in a long-unburned longleaf pine ecosystem. *Fire Ecol.* 6: 1 – 11.
- Pardos J.A. 2001. Fisiología vegetal aplicada a especies forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar. Escuela Superior de Ingenieros en Montes. Universidad Politécnica de Madrid. 456 p.
- Perry, J.,P. 1991. The pines of México and Central América timber. Press, Inc. Portland, Oregon. 231 p.
-
-

- Peterson, D. L. 1983. Predicting fire-caused mortality in four northern Rocky Mountain conifers. *In: New forests for a changing world: proceedings of the 1983 convention of the Society of American Foresters.* 16 – 20 de Octubre de 1983. Bethesda, Maryland. Society of American Foresters, pp: 276-280.
- Peterson, D.L., 1985. Crown scorch volume and scorch height: estimates of post-fire tree condition. *Can. J. For. Res.* 15, 596– 598.
- Peterson, D. L., and K. C. Ryan. 1986. Modeling postfire conifer mortality for long-range planning. *Environ. Manage.* 10 (6):797-808.
- Regelbrugge, J.C., and S. G. Conard. 1993. Modeling Tree Mortality Following Wildfire in *Pinus ponderosa* Forests in the Central Sierra Nevada of California. *Int. J. Wildland Fire* 3 (3): 139 – 148.
- Ressl, R., y I. Cruz. 2012. Detección y monitoreo de incendios forestales mediante imágenes de satélite. *CONABIO. Biodiversitas* 100:12-13
- Rodríguez T., D. A. 1996. Incendios forestales. Mundi Prensa-Universidad Autónoma Chapingo (Ed). México, D. F. 630 p.
- Rodríguez T. D. A. 2001. La ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii*. *Revista Chapingo* 7(2): 145-151
- Rodríguez T., D. A., and P. Z. Fulé. 2003. Fire ecology of mexican pines and a fire management proposal. *Int. J. Wildland Fire.* 12(1): 23-37.
- Rodríguez T., D. A., H. C. Martínez H., y V. Ortega B. 2004. Ecología del fuego en bosques de *Pinus hartwegii*. *In: Incendios foestales en México. Métodos de evaluación.* Villers R., L. y J. López B. (Eds.). México, 2004. Universidad Autónoma de México. pp: 103-120.
-
-

Rodríguez T., D. A., U. B. Castro S., M. Zepeda B., and R. J. Carr. 2007. First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed burns at different intensities and different seasons in central Mexico. *Int. J. Wildland Fire*. 16: 54 – 62.

Rodríguez T., D. A. 2009. El fuego y sus efectos en los árboles. *In: Impacto ambiental de incendios forestales*. Flores G. J. G (Ed.). México, 2009. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, Colegio de Postgraduados. pp: 103-120.

Ross, C. S., J. P. Kaye, M. W. Kaye, V. J. Kurth, R. Brimmer, S. C. Hart, and P. Z. Fule. 2012. Ecosystem carbon remains low for three decades following fire and constrains soil CO₂ responses to precipitation in southwestern ponderosa pine forests. *Ecosystems* 15: 725–740.

Ryan, K.C. 1982. Evaluating potential tree mortality from prescribed burning. *In: Proceedings of the symposium on site preparation and fuels management on steep terrain*. D. M. Baumgartner (ed.), Pullman, Washington. 1982. Washington State University Cooperative Extension. pp: 167-179.

Ryan, K. C., and E. D. Reinhardt. 1988. Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Can. J. For. Res.* 18: 1291-1297.

Ryan, K.C., D.L. Peterson, and E. D. Reinhart. 1988. Modeling longterm fire caused mortality of Douglas-fir. *For. Sci.* 34(1): 190–199.

Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. México. 432 p.

SAS. 2013. *The SAS (Statistical Analysis System) System for Windows V. 9.4*. Sas Institute Inc. NC, USA.

Salmon, K.A. 1934. Entomological factors affect salvage of fire injured trees. *J.For.* 32:1016-1017.

Sarukhán K., J. y M. Franco B. 1981. Un modelo de simulación de la productividad forestal de un bosque de pino. SARH, Subsecretaría Forestal y de la Fauna. Unidad de Apoyo Técnico 1. Serie Premio Nacional Forestal.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013. Programa de manejo del parque nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. Diario Oficial de la Federación. 125 p.

Shlisky, A., J. Waugh, P. Gonzalez, M. Gonzalez, M. Manta, H. Santoso, E. Alvarado, A. Ainuddin Nuruddin, D.A. Rodríguez T., R. Swaty, D. Schmidt, M. Kaufmann, R. Myers, A. Alencar, F. Kearns, D. Johnson, J. Smith, y D. Zollner. 2007. El fuego, los ecosistemas y la gente: amenazas y estrategias para la conservación global de la biodiversidad. Informe técnico de la iniciativa global para el manejo del fuego 2007-2. The Nature Conservancy. Arlington, VA. 20 p.

Solórzano I., F. 1987. Efecto de algunos factores ambientales en la germinación de semillas de *Pinus hartwegii* Lindl., bajo condiciones controladas. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México, México. 81 p.

Sorensen, C.D., A.J. Finkral., T.E. Kolb, and C.H. Huang. 2011. Short- and long term effects of thinning and prescribed fire on carbon stocks in ponderosa pine stands in northern Arizona. *For. Ecol. Manage.* 261(2011): 460–472.

Stephens, S. L., and M. A. Finney. 2002. Prescribed fire mortality of Sierra Nevada mixed conifer tree species: effects of crown damage and forest floor combustion. *For. Ecol. Manage.* 162(2002): 261–271.

Stephens, S. L., J.J. Moghaddas, and B.R. Hartsough. 2009. Fuel treatment effects on stand-level carbon pools, treatment related emissions, and fire risk in a Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Can J. Forest. Res.* 39: 1538–1547.

- Van Wagner, C. E. 1973. Height of crown scorch in forest fires. *Can. J. For. Res.* 3: 373-378.
- Vélez R. 2000. La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. Mc Graw-Hill. España. 1360 p.
- Vera V.,V., y D. A. Rodríguez T. 2007. Supervivencia e incremento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios experimentales. *Agrociencia* 41: 219-230.
- Walstad, J. D., S. R. Radosevich, and D. V. Sandberg. 1990. Natural and prescribed fire in Pacific Northwest forest. Oregon State University. Oregon State. 317 p.
- Wagener, W. W. 1961. Guidelines for estimating the survival of fire-damaged trees in California. USDA Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station Miscellaneous Paper 60. Berkeley, CA. pp. 11.
- Whelan, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. New York. 360 p.
- Willson, C., y J. Sorenson. 1979. Algunos factores comunes acerca del comportamiento del fuego, en caso de incendios forestales trágicos y casi trágicos. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio Forestal. USA. 31 p.
- Wyant, J.G., 1981. Fire effects on tree growth and mortality in a ponderosa pine-douglas-fir ecosystem. MS Thesis, Colorado State University, Fort Collins, 108 p.
- Wyant, J.G., P. N. Omi, and R. D. Laven. 1981. Fire induced tree mortality in a Colorado ponderosa pine/douglas-fir stand. *Forest Sci.* 32 (1): 49 – 59.
-
-

Zavitkovski, J, M. Newton. 1968. Ecological importance of snowbrush *Ceanothus velutinus* in the Oregon Cascades. *Ecology*. 49:1134–45.