

# Probability of mortality by fire damage of young *Pinus hartwegii* Lindl. trees in the Izta-Popo National Park

Probabilidad de mortalidad de arbolado joven de *Pinus hartwegii* Lindl. con afectaciones por fuego en el Parque Nacional Izta-Popo

César A. Robles-Gutiérrez<sup>1</sup>; Alejandro Velázquez-Martínez<sup>1\*</sup>, Dante A. Rodríguez-Trejo<sup>2</sup>; Valentín J. Reyes-Hernández<sup>1</sup>; Jorge D. Etchevers-Barra<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5.

C. P. 56230. Montecillo, Texcoco, Estado de México. Tel.: (595) 9520200 ext. 1470.

Email: alejvela@colpos.mx (\*Corresponding author).

<sup>2</sup>Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales. Carretera México-Texcoco km 38.5.

C. P. 56230. Chapingo, Texcoco, Estado de México.

## Abstract

Great efforts are carried out at a global level in order to determine the effect of fire on the mortality of tree species, like the *Pinus* genus. This paper evaluated the influence of fire on the probability of mortality of young *Pinus hartwegii* trees in the Izta-Popo National Park, a protected natural area in central Mexico. The effects of a medium to high intensity fire that occurred in March 2013, a low intensity prescribed burning applied in April of the same year, and a control area without recent fire presence were evaluated and compared. The results showed that after 18 months of the applied treatments, the tree mortality in the area with prescribed burning was 13 %, whereas tree mortality in the area with fire and in the control area was 28 and 4 %, respectively. Six logistic models were obtained in order to predict mortality; the percentage of damaged canopy, scar height, and normal bark diameter were the significant predictive variables ( $P < 0.05$ ). The results suggest that a decrease in the photosynthetic rate and nutrients, transport associated with damage to the canopy and cambium, are closely related to the probability of mortality.

**Keywords:** Prescribed burning, conflagration, percentage of damaged canopy, logistic model.

## Resumen

A nivel mundial se realizan grandes esfuerzos para determinar el efecto del fuego en la mortalidad de especies arbóreas como las del género *Pinus*. En este trabajo se evaluó la influencia del fuego en la probabilidad de mortalidad del arbolado joven de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Izta-Popo, área natural protegida del centro de México. 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 mismo año y un área testigo sin presencia de fuego reciente se valoraron y compararon. Los resultados mostraron que 18 meses después de aplicados los tratamientos, la mortalidad del arbolado en el área con quema prescrita fue de 13 %, mientras que en el área incendiada y testigo fue de 28 y 4 %, respectivamente. Se obtuvieron seis modelos logísticos para predecir la mortalidad; el porcentaje de copa dañada, la altura de cicatriz y el diámetro normal con corteza fueron las variables significativas ( $P < 0.05$ ) de predicción. Los resultados sugieren que la disminución en la capacidad fotosintética y en el transporte de nutrimentos, asociados al daño de la copa y al cámbium, están estrechamente ligados con la probabilidad de mortalidad.

**Palabras clave:** Quema prescrita, incendio, porcentaje de copa dañada, modelo logístico.

## Introduction

In Mexico between 1998 and 2014, there were 8,500 fires on average with an estimated damage of 300,000 ha-year<sup>-1</sup> (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2014). The greatest percentage of fires (98 %) was attributed to human activities, and the rest derived from natural causes such as electrical discharges and volcanic eruptions (Ressl & Cruz, 2012). Although it is apparent that human beings have favored the occurrence and frequency of fires due to their domestication, it is also evident that there have been modifications in fire regimes, to which some ecological systems have adapted (ecosystems with natural-anthropogenic regimes) (Pyne, 1995; Rodríguez, 2014). Therefore, and in accordance to fire response, ecosystems are classified as follows: 1) dependent, 2) sensible, 3) independent, and 4) influenced (Hardesty, Myers, & Fulks, 2005).

The fire dependent ecosystems require this ecological factor in order to survive in the landscape; in Mexico, these ecosystems are dominated by *Pinus hartwegii* Lindl. The ecosystems of this species present a natural-anthropogenic fire regime. The regime is characterized by high frequency (every five years on average), low intensity (Rodríguez, 2001; Rodríguez & Fulé, 2003) defined by speed, flame height, and longitude (Willson & Sorenson, 1979), and low to moderate severity (Jardel, Alvarado, Morfín, Castillo, & Flores, 2009) characterized by tree mortality, biomass consumption, and basal area and canopy reduction with the subsequent modification of stand composition and structure (Fulé & Covington, 1997; Glitzenstein, Streng & Wade, 2003; Regelbrugge & Conrad, 1993).

*Pinus hartwegii* is a species with adaptations to fire such as: thick bark, grass stage, basal sprouts, recovery of burned canopy, natural prune, and capacity to be regenerated in burned areas (Rodríguez & Fulé, 2003). However, poor fire management strategies as fire suppression, as well as the large human contribution to these disturbances, have resulted in the high frequency or lack of fire management. Such causes have modified the fire regime in *P. hartwegii* ecosystems, which are associated with high mortality indices of young trees (Rodríguez, Martínez, & Ortega, 2004). It has been indicated that the resistance of a tree to fire-caused mortality depends primarily on the useful morphological characteristics to protect its vital tissues (which increase with age), the ability to recover from injuries, and the season in which the events occur (Regelbrugge & Conrad, 1993). In the case of annual species, fires are less severe before the opening of the buds, mainly due to the existing carbohydrate reserve in the trees (Van Wagner, 1973).

The importance of predicting tree mortality resides in that it is a planning tool for carrying out operations

## Introducción

Entre 1998 y 2014, en México ocurrieron 8,500 incendios en promedio con una afectación aproximada de 300,000 ha-año<sup>-1</sup> (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2014). El mayor porcentaje de incendios (98 %) se atribuyó a las actividades humanas y el resto a causas naturales derivadas de fenómenos como descargas eléctricas y erupciones volcánicas (Ressl & Cruz, 2012). Aunque es aparente que el ser humano ha favorecido la ocurrencia y frecuencia de incendios a raíz de la domesticación del fuego, es evidente también que se han generado modificaciones en sus regímenes, a los cuales algunos de los sistemas ecológicos se han adaptado (ecosistemas con régimen natural-antrópico) (Pyne, 1995; Rodríguez, 2014). Así, y de acuerdo con la respuesta al fuego, los ecosistemas se clasifican en: 1) dependientes, 2) sensibles, 3) independientes y 4) influidos (Hardesty, Myers, & Fulks, 2005).

Los ecosistemas dependientes del fuego necesitan de este factor ecológico para persistir en el paisaje; en México se encuentran los dominados por *Pinus hartwegii* Lindl. Los ecosistemas de esta especie presentan un régimen de fuego natural-antrópico. El régimen se caracteriza por una frecuencia alta (cada cinco años en promedio); intensidad baja (Rodríguez, 2001; Rodríguez & Fulé, 2003) definida por la velocidad, la altura de llama y su longitud (Willson & Sorenson, 1979); y severidad baja a moderada (Jardel, Alvarado, Morfín, Castillo, & Flores, 2009), caracterizada por la mortalidad de arbolado, el consumo de biomasa, la reducción de la cobertura y área basal, la modificación de la composición y la estructura de los rodales (Fulé & Covington, 1997; Glitzenstein, Streng, & Wade, 2003; Regelbrugge & Conrad, 1993).

*Pinus hartwegii* es una especie con adaptaciones al fuego tales como: corteza gruesa aislante, estado cespitoso, rebrotes basales, recuperación de copa quemada, poda natural y capacidad de regenerar sitios quemados (Rodríguez & Fulé, 2003). Sin embargo, las malas gestiones en el manejo del fuego, enfocadas principalmente en la supresión de incendios, así como la gran aportación humana a este disturbio, han resultado en una frecuencia alta o en la ausencia de dicho factor. Tales causas han modificado el régimen de fuego en ecosistemas de *P. hartwegii*, mismo que se asocia con tasas altas de mortalidad del arbolado joven (Rodríguez, Martínez, & Ortega, 2004). Se ha señalado que la resistencia de un árbol a la mortalidad causada por fuego depende principalmente de las características morfológicas útiles para proteger sus tejidos vitales (las cuales aumentan con la edad), de la capacidad de recuperación de las lesiones y de la temporada en que los siniestros se presenten (Regelbrugge & Conrad, 1993). En el caso de especies anuales, los incendios son menos severos antes de la apertura de los brotes,

such as tree regeneration or prescribed burnings (Regelbrugge & Conard, 1993). When modeling the mortality or survival of trees, the dependent variable is a binomial character (i. e., a tree is alive or dead after a period of time); therefore, the logistic regression is the most utilized mathematical expression (Hosmer & Lemeshow, 2000). The tree mortality models must include variables that reflect the severity of the fire damages, in this case, proportion of crown damage is one of the most used characteristics (Hood, McHugh, Ryan, Reinhardt, & Smith, 2007; Van Wagner, 1973). Likewise, the inclusion of the cambium damage reflects the increase in the probability of mortality for a given crown damage level (Hood et al., 2007; Peterson, 1983).

This paper seeks to contribute to the understanding of fire as a natural process that frequently operates as an integral part of the ecosystem where it occurs and therefore, fire can be utilized as a tool for the integral management of the dependent ecological systems. The objective was to evaluate and model the *P. hartwegii* trees probability of mortality in seedling and sapling stage development, under a low intensity prescribed burning and to a medium to high fire intensity, in a forest under conservation conditions. The main hypothesis considers that the individual probability of mortality is greater when there is a larger proportion of crown damage, greater fire scar height, and lower bark diameter.

## Materials and methods

### Area of study

The area of study is located in the Iztaccíhuatl-Popocatepetl National Park, found in the eastern central part of the Trans-Mexican Volcanic Belt in central Mexico. The site is known as Telapón hill and is found between the extreme coordinates 19° 22' 8.4" -19° 22' 44" LN and 98° 42' 32.40" - 98° 43' 1.2" LO, at an average altitude of 3,800 m (Figure 1). The climate is temperate, sub-humid, with rain in the summer and an annual average temperature of 15 °C (García, 1988). The soil is Andosol with a sandy-loam texture, a dark brown to black color, and with 2 to 8 % organic matter (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2013). The dominant vegetation is the *P. hartwegii* forest and among the most common species in the undergrowth are *Lupinus montanus* Kunth, *Muhlenbergia quadridentata* (Kunth) Trin., *Festuca* spp., *Calamagrostis* spp. and *Acaena elongate* L. (Rzedowski, 1978).

### Treatments

On March 3, 2013, a fire occurred affecting 59 ha of the study area. Subsequently, on March 15 of the same year, preliminary observations were made of the percentage of trees crown damage, which served as the basis to choose the area of evaluation. The main assumption

debido principalmente a la reserva de carbohidratos existentes en los individuos (Van Wagner, 1973).

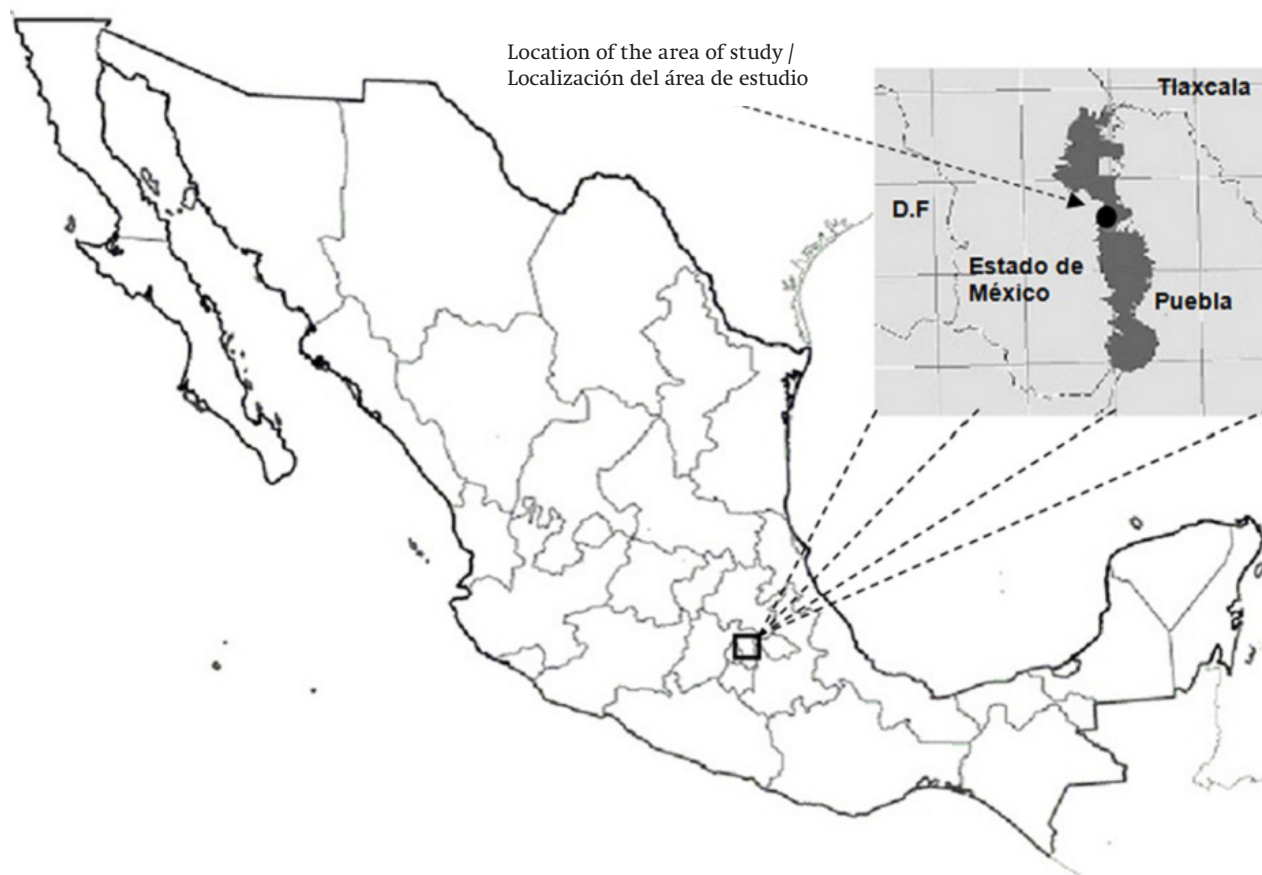
La importancia de predecir la mortalidad del arbolado radica en que es una herramienta para la planificación de las operaciones de regeneración o realización de quemadas prescritas (Regelbrugge & Conard, 1993). En la modelación de la mortalidad o de la supervivencia de individuos, la variable dependiente es de carácter binomial (i. e. un individuo está vivo o muerto después de un periodo), por lo que la regresión logística es la expresión matemática más utilizada (Hosmer & Lemeshow, 2000). Los modelos de mortalidad en árboles deben incluir variables que reflejen la gravedad de las lesiones por fuego, siendo el porcentaje de copa dañada una de las características más usadas (Hood, McHugh, Ryan, Reinhardt, & Smith, 2007; Van Wagner, 1973). Asimismo, la inclusión del daño en la zona del cámbium refleja incremento en la probabilidad de mortalidad para un nivel dado de daño en la copa (Hood et al., 2007; Peterson, 1983).

El presente trabajo busca contribuir al entendimiento del fuego como un proceso natural que opera frecuentemente como parte integral del ecosistema en donde ocurre y que, por ende, el fuego puede ser utilizado como una herramienta para el manejo integral de los sistemas ecológicos dependientes. El objetivo fue evaluar y modelar la probabilidad de mortalidad de individuos de *P. hartwegii* en fases de desarrollo de brinjal y monte bravo, sujetos a una quema prescrita de baja intensidad y a un incendio forestal de mediana a alta intensidad en un bosque en condiciones de conservación. La hipótesis principal considera que la probabilidad de mortalidad individual es mayor cuando existe mayor porcentaje de copa dañada, mayor altura de cicatriz por fuego y diámetro normal con corteza más pequeña.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El área de estudio se localiza en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, ubicada en la parte centro oriental del Eje Volcánico Transversal en el centro de México. El sitio se conoce como cerro Telapón y se encuentra entre las coordenadas extremas 19° 22' 8.4" - 19° 22' 44" LN y 98° 42' 32.40" - 98° 43' 1.2" LO, a una altitud media de 3,800 m (Figura 1). El clima es templado, subhúmedo, con lluvias en verano y temperatura media anual de 15 °C (García, 1988). El suelo es Andosol con textura franco-arenosa, de color café oscuro a negro y con materia orgánica de 2 a 8 % (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2013). La vegetación dominante es el bosque de *P. hartwegii* y entre las especies más comunes en el sotobosque se encuentran *Lupinus montanus* Kunth, *Muhlenbergia*



**Figure 1. Location of the area of study for the probability of mortality evaluation of *Pinus hartwegii* in the Izta-Popo National Park.**

**Figura 1. Localización del área de estudio para la evaluación de probabilidad de mortalidad de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Izta-Popo.**

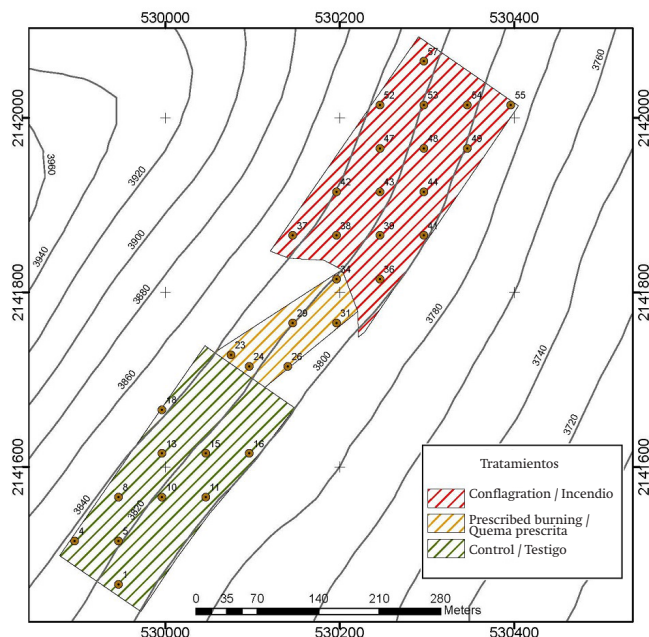
was that with a greater percentage of crown damaged in the trees of this area, a better contrast would be obtained in comparison with prescribed burning, and that by utilizing the trees of the two zones in the survival modeling, a higher response interval would be obtained for different crown damage ratios. On the same date, the appropriate sites were determined to carry out the prescribed burning and for the establishment of the control area; the location of the forest roads was a priority. A clinometer (Suunto® PM5/1520, Finland) and a compass were utilized for the homogenization of the areas with regard to gradient and exposure. The preselected locations were georeferenced using a GPS (Garmin GPSMAP® 78, USA) with a maximum precision of 3 m for their subsequent location in the map. The points located in the field were verified with the program ArcGIS 9.3® (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2009) and then proceeded to the selection of the previously standardized areas. A digital elevation model was utilized for the area of study at a 1:50,000 scale (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2013), with which gradient (30 to 40 %), exposure (E-SE), and altitude (3,780 to 3,900 m) maps were obtained.

*quadridentata* (Kunth) Trin., *Festuca* spp., *Calamagrostis* spp., y *Acaena elongata* L. (Rzedowski, 1978).

#### Tratamientos

El 3 de marzo del 2013 ocurrió un incendio que afectó 59 ha de la zona de estudio. Posteriormente, el 15 de marzo del mismo año, se hicieron observaciones preliminares del porcentaje de copa dañada de los árboles, las cuales sirvieron de base para seleccionar el área de evaluación. El supuesto principal fue que a mayor porcentaje de copa dañada en los árboles de esta zona, se obtendría un mejor contraste en comparación con la quema prescrita, y que al utilizar los árboles de las dos zonas para modelar la supervivencia, se obtendría un intervalo más amplio de respuesta a diferentes proporciones de daño en la copa. En la misma fecha se determinaron también los lugares apropiados para la realización de la quema prescrita y para el establecimiento del área testigo; la ubicación de los caminos forestales fue prioridad. Se utilizó un clinómetro (Suunto® PM5/1520, Finlandia) y una brújula para la homogeneización de las áreas en cuanto a pendiente y exposición. Los lugares preseleccionados





**Figure 2. Delimitation of the areas of study for the probability of mortality evaluation of *Pinus hartwegii* in the Izta-Popo National Park. The numbered points represent the sampling sites.**

**Figura 2. Delimitación de las áreas de estudio para la evaluación de la probabilidad de mortalidad de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Izta-Popo. Los puntos numerados representan los sitios de muestreo.**

Finally, according to previous obtained values, the optimal surfaces for the delimitation of the burned area, the establishment of the prescribed burning and the control area were determined using the algebraic map technique (De Mers, 2002). Figure 2 shows the three selected areas.

Four ha were delimited of the total burned area, The preliminary evaluation showed that in this area wind and slope favors the fire, with an average flame height of 2.5 m. The flame height was calculated through random sampling from the scar height of 50 trees in the evaluated area. The prescribed burning was carried out on April 13, 2013, with drip torches as a mean of ignition and backing strips as the burning technique. The wind speed at medium flame was 10 km·h<sup>-1</sup>, average relative humidity of 34 %, average temperature of 13 °C, and fire speed was 5 m·min<sup>-1</sup>. The activity finished when wind gusts reached 15 km·h<sup>-1</sup>, the relative humidity decreased to 29 %, the temperature increased to 16 °C, and the flame height reached 1 m, resulting in a treated surface area of 1 ha. The burning was done based on the standard established in the NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007 (SEMARNAT, 2007) and with the collaboration of specialized fire workers (Universidad Autónoma Chapingo, Comisión Nacional

fueron georreferenciados con un GPS (Garmin GPSMAP® 78, EUA) con precisión máxima de 3 m, para su ubicación posterior en el plano. Los puntos localizados en campo se verificaron con el programa ArcGIS 9.3® (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2009) 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 (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2013), con el cual se obtuvieron los mapas de pendiente (30 a 40 %), exposición (E-SE) y altitud (3,780 a 3,900 m). Finalmente, y de acuerdo con los valores anteriores, las superficies óptimas para la delimitación del área incendiada, establecimiento de la quema prescrita y testigo se determinaron con la técnica de algebra de mapas (De Mers, 2002). La Figura 2 muestra las tres áreas seleccionadas.

De la superficie total 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 de llama promedio de 2.5 m. La altura de llama se calculó por medio de un muestro aleatorio, a partir de la altura de cicatriz de 50 árboles del área a evaluar. La quema prescrita se realizó el 13 de abril del 2013 con antorchas de goteo como método de ignición y fajas en retroceso como técnica de quema. La velocidad del viento a media llama fue de 10 km·h<sup>-1</sup>, la humedad relativa promedio de 34 %, la temperatura media de 13 °C y la velocidad de avance del fuego de 5 m·min<sup>-1</sup>. La actividad finalizó cuando las rachas de viento alcanzaron los 15 km·h<sup>-1</sup>, la humedad relativa descendió a 29 %, la temperatura aumentó a 16 °C y la altura de llama alcanzó 1 m, resultando en una superficie tratada de 1 ha. La quema se hizo con base en la normatividad establecida en la NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007 (SEMARNAT, 2007) y con la colaboración de personal especializado en manejo del fuego (brigadas de la Universidad Autónoma Chapingo, CONAFOR y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas CONANP), así como con dos brigadas comunitarias de la zona (Figura 3). La altura de llama para la quema prescrita e incendio fueron los indicadores de la intensidad del fuego (Willson & Sorenson, 1979). El área testigo quedó delimitada en 3.5 ha.

### Evaluación de los tratamientos

En las áreas testigo e incendiada se hizo un muestreo sistemático. La quema prescrita, debido a sus dimensiones, fue evaluada por medio de un muestreo simple aleatorio. En ambos casos, el sitio fue la unidad muestral. El arreglo sistemático se hizo con una separación entre líneas y sitios de 50 m. Se establecieron 15 sitios en la zona incendiada, seis en la quema prescrita y 10 en la zona testigo (Figura 2). Los sitios de muestreo fueron parcelas cuadrangulares de



**Figure 3. Prescribed burning for the probability of mortality evaluation of *Pinus hartwegii*: a) start of the prescribed burning (ignition of belt one), b) fire behavior, c) ignition of belt two, d) experimental site moments after the prescribed burning.**

**Figura 3. Quema prescrita para la evaluación de la probabilidad de mortalidad de *Pinus hartwegii*: a) inicio de la quema prescrita (ignición de la faja uno), b) comportamiento del fuego, c) ignición de la faja dos, d) sitio experimental momentos después de la quema prescrita.**

Forestal (CONAFOR) and the Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) crews), as well as two community crews (Figure 3). The flame height for the prescribed burning and wild fire were the fire intensity indicators (Willson & Sorenson, 1979). The control area remained delimited to 3.5 ha.

#### Evaluation of the treatments

In the control and fire areas, a systematic sampling was carried out. Due to its dimensions, the prescribed burning was evaluated by simple random sampling. In both cases, the site was the sampling unit. The systematic arrangement was done with a 50 m separation between lines and sites. 15 sites were established in the fire area, 6 in the prescribed burning area, and 10 in the control (Figure 2). The sampling sites were 100 m<sup>2</sup> square plots, where the trees with a height between 0.30 to 3.0 m were measured.

100 m<sup>2</sup>, donde se midieron los individuos con altura entre 0.30 a 6.0 m de altura.

Después de que los tratamientos se aplicaron, los siguientes datos dendrométricos se obtuvieron de cada sitio de muestreo: diámetro basal (Db, cm), diámetro normal con corteza a 1.30 m de altura (DNCC, cm), altura total (At, m), altura de cicatriz (ACTz, m), longitud de copa (Lco, m), longitud de copa dañada (Lcd, m) y copa dañada (PCD, %). Esta última variable se calculó con la ecuación propuesta por González-Rodríguez y Rodríguez-Trejo (2004):

$$PCD = \frac{Lcd}{Lco} * 100$$

donde:

PCD = Porcentaje de copa dañada (%)

Lcd = Longitud de copa dañada (m)

Lco = Longitud de copa original (m).



After the treatments were applied, the following dendrometric data was obtained from each sampling site: basal diameter (Db, cm), normal bark diameter at a height of 1.30 m (DNCC, cm), total height (At, m), scar height (ACTz, m), canopy longitude (Lco, m), longitude of the crown damaged (Lcd, m), and proportion of crown damage (PCD, %). This last variable was calculated with the equation proposed by González-Rodríguez and Rodríguez-Trejo (2004):

$$PCD = \frac{Lcd}{Lco} * 100$$

where:

PCD = Percentage of damaged canopy (%)

Lcd = Longitude of the damaged canopy (m)

Lco = Longitude of the original canopy (m)

Finally, the trees of the quadrants were evaluated 18 months after the application of prescribed burning or fire occurrence for the mortality analysis after two growth periods of primary meristems. All the trees with all the aerial part or part of it alive, or with the presence of basal sprouts were classified as “alive” and were assigned a value of “0” (zero), whereas the trees that did not show these characteristics were classified as “dead” and were assigned a value of “1”.

The registered information in the field was refined through At dispersion graphs from the DNCC and Db, thus detecting potential erroneous data. The slimness index (TI) was calculated through its average and confidence interval, as well as with the dispersion graph, trees data was verified and those that had an allometric relation outside the norm were eliminated

Finalmente, los individuos de los cuadrantes se evaluaron 18 meses después de la aplicación de la quema prescrita o de la ocurrencia del incendio, para el análisis de mortalidad, pues para entonces se habrían presentado dos periodos de crecimiento de meristemos primarios. Los árboles con toda la parte aérea viva, un segmento de ella o con presencia de rebrotes basales fueron clasificados como “vivos” y se les asignó el valor “0” (cero), mientras que los árboles que no presentaron dichas características se clasificaron como “muertos” y se les asignó el valor “1”.

La información registrada en campo se depuró mediante gráficas de dispersión de At a partir del DNCC y Db, para así detectar datos erróneos potenciales. El índice de esbeltez (IE) se calculó mediante su promedio e intervalo de confianza, así como con la gráfica de dispersión, se verificaron los datos de los árboles y se eliminaron los que tuvieron una relación alométrica fuera de lo normal (i. e. un individuo que visualmente pareciera un dato erróneo y que no entrara en el intervalo de confianza del IE); es decir, que no presentaran relación proporcional entre el DNCC o Db y su altura. Las tres áreas (incendio, quema prescrita y testigo) se depuraron clasificando a los árboles por su altura. Las categorías formadas fueron brinzales (individuos entre 0.30 a 1.29 m de altura) y monte bravo (entre 1.3 a 6.0 m de altura). Los promedios de las variables dendrométricas por categoría de altura se muestran en el Cuadro 1.

### Análisis estadístico

Los porcentajes de mortalidad se determinaron en los tres tratamientos con la finalidad de tener un estimador del

**Table 1. Comparative table of the dendrometric variables obtained after three treatments applied in order to determine the probability of mortality of *Pinus hartwegii*.**

**Cuadro 1. Cuadro comparativo de las variables dendrométricas obtenidas después de tres tratamientos aplicados para determinar la probabilidad de mortalidad de *Pinus hartwegii*.**

Treatments / Tratamientos	Monte bravo (1.3-6.0 m) / Seedlings (1.3-6.0 m)					Brinzales (0.30-1.29 m) / Saplings (0.30-1.29 m)				
	Density (trees·ha <sup>-1</sup> ) / Densidad (árboles·ha <sup>-1</sup> )	DNCC (cm)	At (m)	ACTz (m)	PCD (%)	Densidad (árboles·ha <sup>-1</sup> ) / Density (trees·ha <sup>-1</sup> )	Db (cm)	At (m)	ACTz (m)	PCD (%)
Fire / Incendio	809 (156.40)	5.09 (0.28)	3.00 (0.12)	1.84 (0.07)	81.71 (2.16)	1673 (525.70)	2.26 (0.06)	0.69 (0.02)	0.68 (0.02)	99.87 (0.12)
Prescribed burning / Quema prescrita	900 (287.50)	6.09 (0.47)	3.12 (0.18)	0.80 (0.03)	48.93 (5.04)	780 (215.40)	3.40 (0.17)	0.93 (0.04)	0.46 (0.03)	97.33 (0.94)
Testigo / Control	920 (193.10)	5.63 (0.37)	3.16 (0.14)	0	0	910 (250.50)	2.87 (0.14)	0.74 (0.03)	0	0

The numbers in parenthesis correspond to the standard error. DNCC = Normal bark diameter; Db = Basal diameter; At = Total height; ACTz = Scar height; PCD = Percentage of damaged canopy.

Los números entre paréntesis corresponden al error estándar. DNCC = Diámetro normal con corteza; Db = Diámetro basal; At = Altura total; ACTz = Altura de cicatriz; PCD = Porcentaje de copa dañada.

(i.e., a tree that visually appeared as an erroneous data and that did not fit in the confidence interval of the TI); thus, a proportional relation was not presented between the DNCC or Db and its height. The three areas (fire, prescribed burning, and control) were refined by classifying the trees by its height. The categories were seedlings (trees between 0.30 to 1.29 m in height) and saplings (trees between 1.3 to 6.0 m in height). The averages of the dendrometric variables per height category are shown in Table 1.

### Statistical analysis

The mortality proportion was determined for the three treatments in order to have an impact estimator of the trees. Subsequently, the individual probability of tree mortality less than 6.0 m in height with some type of fire damage was determined through the adjustment of a logistic model:

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

where:

P = Individual probability of mortality

$\alpha$  = Intersection value from the ordinate to the origin

$\beta_{1...n}$  = Parameters to estimate

$X_{1...n}$  = Independent variables

The effects of the independent variables were determined through adjusted models for each treatment and as a group, using the PROC LOGISTIC of the SAS<sup>®</sup> statistical packet version 9.4 (Statistical Analysis System [SAS], 2013). The independent variables analyzed were Db, DNCC (only for stem exclusion), At, PCD, and ACTz. With the significance of parameters, parsimonious models were obtained (i.e., the simplest models possible with the greatest explicative or predictive ability) that included only significant variables ( $X^2 P < 0.05$ ) by treatment and by group. Furthermore, it was determined that the selected mathematical expressions did not include the unit inside the Wald confidence interval. Finally, a percentage of accordance for the predicted probabilities was obtained with regard to those observed.

The models were classified according to the quantity of treatments they contained and with the height category (seedling and sapling). Thus, the “total” models included in their structure all of the trees of their respective height category, both from the prescribed burning as well as the fire, whereas the models for burning and fire were separately considered as “partial”. Furthermore, a general model was obtained that included the trees from 0.30 m up to 6.0 m in height for both treatments.

impacto en el arbolado. Posteriormente, la probabilidad individual de mortalidad de los árboles menores de 6.0 m de altura con algún tipo de afectación por fuego se determinó mediante el ajuste de un modelo logístico: donde:

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

P = Probabilidad individual de mortalidad

$\alpha$  = Valor de intersección de la ordenada al origen

$\beta_{1...n}$  = Parámetros a estimar

$X_{1...n}$  = Variables independientes.

Los efectos de las variables independientes se determinaron a través de modelos ajustados para cada tratamiento y en conjunto, mediante el PROC LOGISTIC del paquete estadístico SAS<sup>®</sup> versión 9.4. (Statistical Analysis System [SAS], 2013). Las variables independientes analizadas fueron Db, DNCC (solo para monte bravo), At, PCD y ACTz. Con la significancia de los parámetros se obtuvieron modelos parsimoniosos (i. e. modelos lo más sencillos posible y con la mayor capacidad explicativa o predictiva) que incluyeran solo variables significativas ( $X^2 P < 0.05$ ) por tratamiento y en conjunto. Además, se determinó que las expresiones matemáticas seleccionadas no incluyeran a la unidad dentro del intervalo de confianza de Wald. Finalmente, se obtuvo un porcentaje de concordancia de las probabilidades predichas con respecto a las observadas.

Los modelos se clasificaron de acuerdo con la cantidad de tratamientos que contenían y con la categoría de altura (brinjal y monte bravo). Así, los modelos “totales” incluyeron en su estructura a todos los individuos de su respectiva categoría de altura, tanto de la quema prescrita como del incendio, mientras que los modelos para quema e incendio por separado fueron considerados “parciales”. Además, se obtuvo un modelo general que incluyó a los individuos desde los 0.30 m hasta los 6.0 m de altura para los dos tratamientos.

### Resultados y discusión

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

La baja mortalidad en el área incendiada se atribuye a que el incendio tuvo un corto tiempo de residencia de temperaturas elevadas o letales, a las características propias de las adaptaciones de *P. hartwegii* al fuego (Rodríguez et al., 2004) y a la temporalidad en que el disturbio ocurrió. En este sentido, Vera y Rodríguez (2007) evaluaron la misma especie en la zona del Ajusto del Distrito Federal y reportaron tasas de mortalidad



## Results and discussion

In general, low mortality indices were shown for *P. hartwegii* in the three treatments. Mean mortality was 28 % in the fire area, 13 % in the prescribed burning, and 3 % in the control.

The low mortality in the fire area is attributed to a short residence time at high or lethal temperatures fires a characteristic related to fire adaptation *P. hartwegii* (Rodríguez et al., 2004), and to the temporality in which the fire occurred. Vera and Rodríguez (2007) evaluated the same species in the Ajusco zone in the Distrito Federal and reported lower mortality indices for high intensity fires that occurred in the March (13.9 %) compared to those that occurred on May (52 %) two years after treatments application.

The high mortality presented in the prescribed burning probably was due to the application timing (April). Vera and Rodríguez (2007) reported a mortality of 67 % for a high intensity prescribed treatment (that emulated wild fire), 4.4 % for a low intensity burning, and 4.2 % for the control area in treatments established in March. The differences between the study by Vera and Rodríguez and this paper could be attributed to the variability in the fire behavior and to the temporality in which this factor presented itself (Ryan & Reinhardt, 1988; Vera & Rodríguez, 2007). Vera and Rodríguez (2007) also report that the low intensity prescribed burnings in the month of May can reach up to 14.5 % mortality, due to the accumulated dryness during the fire season (evaluation carried out two years after applying the treatments). Other influencing factors are the tree vigor before the prescribed burning (Ryan & Reinhardt, 1988) and the seasonality of bud growth (Wagener, 1961). Both of them, can be important and defining factors, given that in the study area, dwarf mistletoe (*Arceuthobium* sp.) is present; furthermore, it was visually confirmed that the beginning of bud elongation coincided with the application of prescribed burning, exposing the sapling buds to the fire effects.

The probability of mortality models were adjusted from a final basis of 549 trees, obtaining six models in accordance with the parsimony and significance of parameters ( $\chi^2 P < 0.05$ ). None of the generated models include the unit inside the Wald confidence interval and, in general, all of them showed good concordance between the percentage of the predicted probabilities and the observed probabilities. It can be seen in Table 2 that the minimum concordance values are close to 60 % and that the models structured from PCD showed greater concordance to the prediction with regard to the appearance of the mortality event. The most consistent explicative variables in the models of the sapling category (1.3 to 6.0 m) were PCD and DNCC, although this latter variable was only consistent in the

menores 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 en la quema prescrita pudo deberse a la temporada en que se realizó (abril). Vera y Rodríguez (2007) reportan mortalidad de 67.7 % para una quema prescrita de alta intensidad (que emulaba a 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 dicho estudio y el presente trabajo pueden atribuirse a la variabilidad del comportamiento del fuego y a la temporalidad en que este factor se presentó (Ryan & Reinhardt, 1988; Vera & Rodríguez, 2007). Vera y Rodríguez (2007) también reportan que las quemas prescritas de baja intensidad en el mes de mayo pueden alcanzar hasta 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 & Reinhardt, 1988) y la estacionalidad del crecimiento de yemas (Wagener, 1961). Ambos factores pueden ser importantes y definitorios, ya que en el área de estudio hay presencia de muérdago enano (*Arceuthobium* sp.); además, se constató visualmente que el inicio de la elongación de las yemas coincidió con la aplicación de la quema prescrita, exponiendo las yemas de los brinzales a los efectos del fuego.

Los modelos de probabilidad de mortalidad se ajustaron a partir de una base final de 549 individuos, obteniendo seis modelos de acuerdo con la parsimonia y significancia de los parámetros ( $\chi^2 P < 0.05$ ). Ninguno de los modelos generados incluye a la unidad dentro del intervalo de confianza de Wald y, en general, todos mostraron buena concordancia entre el porcentaje de las probabilidades predichas y el de las probabilidades observadas. En el Cuadro 2 se observa que los valores mínimos de concordancia están cercanos a 60 % y que los modelos estructurados a partir del PCD presentaron mayor concordancia en la predicción con respecto a la aparición del evento de mortalidad. Las variables explicativas más consistentes en los modelos de la categoría monte bravo (1.3 a 6.0 m) fueron el PCD y el DNCC, aunque esta última variable solo en el caso de la modelación total. En el caso de los brinzales, la probabilidad de mortalidad fue explicada en mayor porcentaje por la altura de cicatriz y, finalmente, para el modelo general, las variables más explicativas fueron tanto el PCD como la altura de cicatriz (Cuadro 2).

La Figura 4 muestra el comportamiento de mortalidad de *P. hartwegii* en cada uno de los modelos logísticos generados. Con base en los modelos, la probabilidad máxima de mortalidad en brinzales con altura de cicatriz de 1.29 m es de 44 % (Figura 4a). En la categoría monte bravo, el DNCC y el PCD fueron las variables

**Table 2. Significance of parameters for the logistic mortality models of *Pinus hartwegii*.****Cuadro 2. Significancia de los parámetros para los modelos logísticos de mortalidad de *Pinus hartwegii*.**

Model/Modelo	Verisimilitude radius (P-value)/ Radio de verosimilitud (P-valor)	Concordance of predicted and observed probabilities (%) / Concordancia de probabilidades predichas y observadas (%)	Parameters/ Parámetros	Estimator/ Estimador	Standard error/ Error estándar	$\chi^2$ P-value/ $\chi^2$ P-valor	Wald confidence intervals (95 %)/ Intervalos de confianza de Wald (95 %)	
							Inferior	Superior
Less than 1.30m/ Menores de 1.30 m	0.0192	59.5	Intercept/ Intercepto	-1.926	0.409	<0.0001		
			ACTz	1.285	0.550	0.0195	1.229	10.631
Greater than 1.29 m/ Mayores de 1.29 m Total	<0.0001	77.7	Intercept/ Intercepto	-9.915	2.305	<0.0001		
			PCD	0.100	0.024	<0.0001	1.054	1.159
Greater than 1.29 m Total/ Mayores de 1.29 m Total	0.0376	59.6	Intercept/ Intercepto	-0.496	0.405	0.2212		
			DNCC	-0.146	0.074	0.0473	0.747	0.998
Greater than 1.29 m/ Mayores de 1.29 m (0.03) Conflagration/ Incendio	<0.0001	75.2	Intercept/ Intercepto	-12.205	3.218	0.0001		
			PCD	0.124	0.033	0.0002	1.061	1.210
Greater than 1.29 m/ Mayores de 1.29 m Burning/Quema	0.0001	81.8	Intercept Intercepto	-6.787	2.610	0.0093		
			PCD	0.065	0.028	0.0208	1.010	1.128
General	<0.0001	72.2	Intercept/ Intercepto	-11.548	2.589	<0.0001		
			ACTz	0.871	0.230	0.0002	1.523	3.753
			PCD	0.100	0.025	<0.0001	1.052	1.161

ACTz = Scar height; PCD = Percentage of damaged canopy; DNCC = Normal bark diameter.

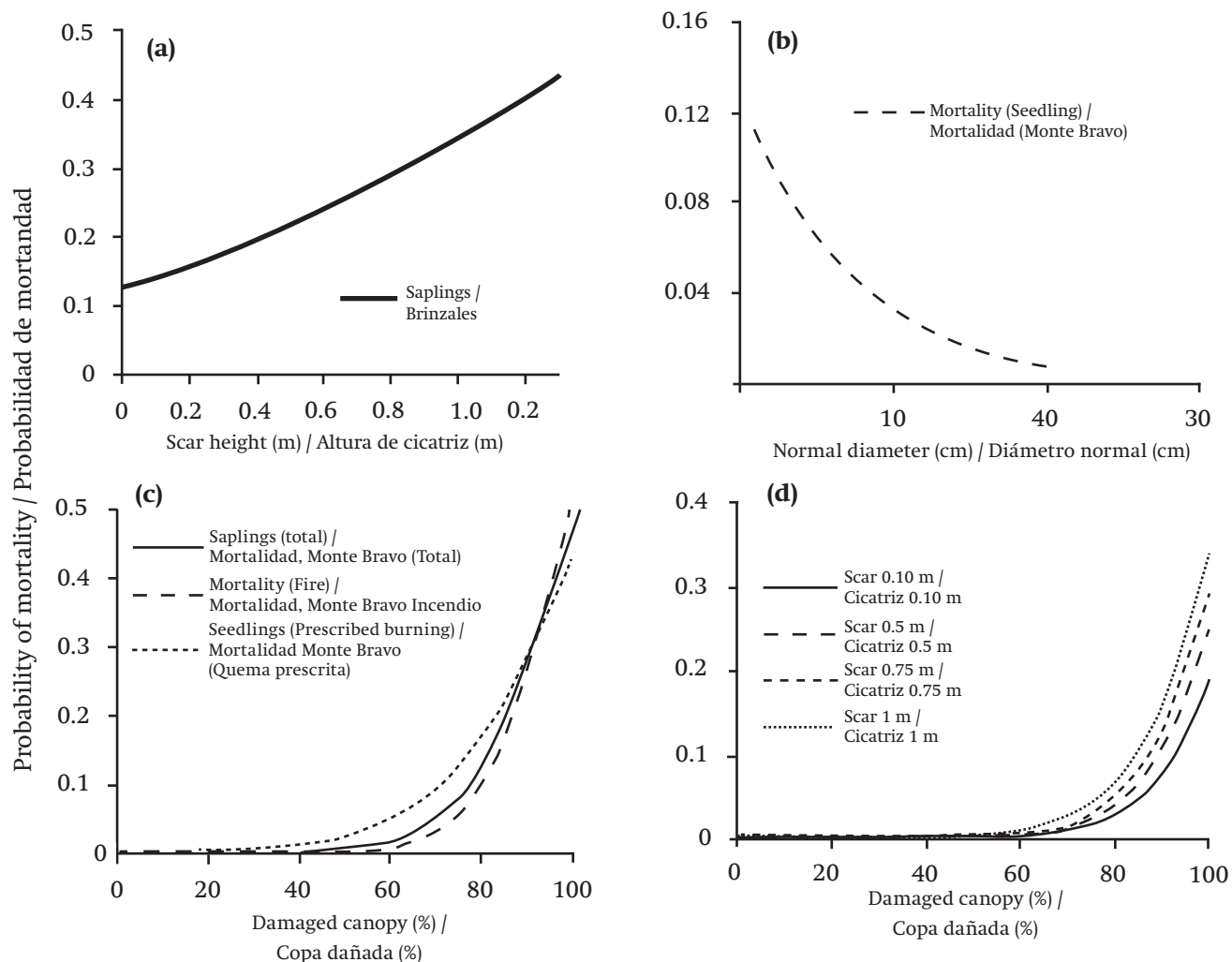
ACTz = Altura de cicatriz, PCD = Porcentaje de copa dañada, DNCC = Diámetro normal con corteza.

case of the total modeling. In the case of the seedlings, the probability of mortality was explained in a greater percentage due to the scar height and, finally, for the general model, the most explicative variables were both the PCD and the scar height (Table 2).

Figure 4 shows the mortality behavior of *P. hartwegii* in each of the generated logistic models. Based on the models, the maximum probability of mortality of seedlings with a scar height of 1.29 m is 44 % (Figure 4a). In the sapling category, the DNCC and PCD were the most important explicative variables. According to this, the maximum individual probability of mortality estimated with the total model on the individuals with DNCC of 1 cm was 13 % (Figure 4b). Regarding the PCD, the young trees showed a maximum probability of mortality of 52 % in the total model, whereas the maximum values in the prescribed burning and conflagration were 43 and 57 %, respectively (Figure 4c). Finally, the general model was determined by the PCD and ACTz, variables that favored the probability of mortality as the values increased (Figure 4d).

explicativas más importantes. Acorde con lo anterior, la probabilidad máxima de mortalidad individual estimada con el modelo total en los individuos de 1 cm de DNCC fue 13 % (Figura 4b). Con respecto al PCD, los árboles jóvenes mostraron probabilidad máxima de mortalidad de 52 % en el modelo total, mientras que los valores máximos en quema prescrita e incendio fueron 43 y 57 %, respectivamente (Figura 4c). Finalmente, el modelo general fue determinado por el PCD y la ACTz, variables que favorecieron la probabilidad de mortalidad conforme sus valores aumentaron (Figura 4d).

Las probabilidades de mortalidad de *P. hartwegii* obtenidas con los modelos generados concuerdan con las reportadas por otros autores. En general, la probabilidad de mortalidad aumenta a medida que los árboles son más pequeños, en este caso en individuos menores de 1.3 m de altura, debido a los daños ocasionados al cámbium (Peterson & Ryan, 1986), independientemente de la cantidad de copa dañada. Lo anterior se debe fundamentalmente a que los árboles más jóvenes tienden a presentar cortezas



**Figure 4. Individual probability of mortality of the *Pinus hartwegii* trees in function of: a) scar height in saplings, b) normal bark diameter in stem exclusion, c) damaged canopy by treatment and total in stem exclusion, and d) damaged canopy and scar height for all trees.**

**Figura 4. Probabilidad de mortalidad individual de arbolado de *Pinus hartwegii* en función de: a) altura de cicatriz en brinzales, b) diámetro normal con corteza en monte bravo, c) copa dañada por tratamiento y total en monte bravo y d) copa dañada y altura de cicatriz para todos los individuos.**

The probabilities of mortality of *P. hartwegii* obtained with the generated models correspond to those reported by other authors. In general, the probability of mortality increases when the measure of the trees is smaller, in this case trees less than 1.3 m in height, due to the damages caused to the cambium (Peterson & Ryan, 1986), independent of the quantity of the damaged canopy. This is basically due to the younger trees having a tendency to have thinner bark (Costa, Oliveira, Viexas, & Neto, 1991; Regelbrugge & Conard, 1993). Wyant, Omi, and Laven (1986) determined that the damage to the cambium is correlated to the ACTz. In this study, the ACTz was the characteristic that showed the best results in predicting mortality in saplings; as this variable increases, the individual probability of mortality is greater (Figure 4a).

In the case of trees greater than 1.29 m in height, mortality is influenced mainly by the PCD and DNCC

más delgadas (Costa, Oliveira, Viexas, & Neto, 1991; Regelbrugge & Conard, 1993). Wyant, Omi, y Laven (1986) determinaron que el daño al cámbium está correlacionado con la ACTz. En el presente estudio, la ACTz fue la característica que mejores resultados mostró para predecir la mortalidad en brinzales; a medida que dicha variable aumenta, la probabilidad de mortalidad individual es mayor (Figura 4a).

En el caso de los individuos mayores de 1.29 m de altura, la mortalidad está influenciada principalmente por el PCD y el DNCC (Cuadro 2). La relación DNCC-mortalidad es notoriamente inversa (Figura 4b), lo cual concuerda con los resultados de Vera y Rodríguez (2007). El PCD es uno de los indicadores más utilizados para la determinación de mortalidad (Hood et al., 2007; Peterson, 1985; Ryan, Peterson, & Reinhart, 1988). Los modelos generados en nuestro estudio muestran que a mayor PCD hay mayor probabilidad de mortalidad,



(Table 2). The DNCC-mortality relation is notably inverse (Figure 4b), which coincides with the results of Vera and Rodríguez (2007). The PCD is one of the indicators most utilized in determining mortality (Hood et al., 2007; Peterson, 1985; Ryan, Peterson, & Reinhart, 1988). The models generated in our study show that at a greater PCD there is a greater probability of mortality, which coincides to that established for *Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws (Wyant et al., 1986) and *P. lambertiana* Dougl. (Mutch & Pearson, 1998). The mortality of these species is influenced mainly by the substantial crown reduction (Wyant et al., 1986) and, therefore, a decrease in the production of photosynthates. Figure 4c shows that in the sapling category, the model predicts the least probability of mortality in the area with prescribed burning when there is 100 % damaged canopy, in comparison with fire or the total model. Vera and Rodríguez (2007) also found that *P. hartwegii* mortality in prescribed burnings in comparison to forest fires is much less during fire season. The inflexion points (around 70 % damaged canopy) of the curves defined by the PCD models coincide with those generated by Stephens and Finney (2002) for *P. ponderosa*. This suggests that the deficit in the production of photosynthates behaves in an exponential way after the loss of three fourths of the canopy. The general model shows the combined effect of PCD and damage to the cambium, represented by the ACTz (Figure 4d); it is observed that tree mortality increases when damage to the canopy is accompanied by damage to the conductive tissue.

### Conclusions

The probability of mortality increases with a greater percentage of crown damage and thinner bark diameter in trees classified as saplings; in the case of the seedlings, the probability increases with a greater scar height. Therefore, the probability of mortality in trees of 0.3 to 6.0 m increases by the interaction of a greater scar height and percentage of damaged canopy. The mortality was less in prescribed burning than in the fire area, which is attributed to a greater fire intensity in the later. The prescribed burning presented 54 % less mortality than the fire area, but four times high mortality than the control area, due mainly to the tree vigor before the burning and to the timing treatment. Prescribed burnings are a viable tool in the management of fire dependent ecosystems (i.e. *P. hartwegii*); however, it is recommended that future studies evaluate the characteristics of the behavior and temporality of fire, as well as the physiology of the trees, with the purpose of providing more elements to the forest managers such as when and how to implement this tool and the possible responses of the species to the stress of fire.

*End of English version*

lo cual es congruente con lo establecido para *Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws (Wyant et al., 1986) y *P. lambertiana* Dougl. (Mutch & Pearson, 1998). La mortalidad de estas especies está influenciada principalmente por la reducción sustancial de la copa (Wyant et al., 1986) y, por consiguiente, una disminución en la producción de fotosintatos. La Figura 4c muestra que en la categoría monte bravo, el modelo predice la menor probabilidad de mortalidad en el área con quema prescrita cuando la copa está 100 % dañada, en comparación con el incendio o el modelo total. Vera y Rodríguez (2007) también encontraron que la mortalidad de *P. hartwegii* en quemas prescritas frente a los incendios forestales es mucho menor durante la temporada de incendios. Los puntos de inflexión (alrededor de 70 % de copa dañada) de las curvas definidas por los modelos de PCD concuerdan con los generados por Stephens y Finney (2002) para *P. ponderosa*. Esto sugiere que el déficit en la producción de fotosintatos se comporta de manera exponencial después de la pérdida de tres cuartas partes de la copa. El modelo general muestra el efecto combinado del PCD y el daño al cámbium, representado por la ACTz (Figura 4d); se observa que la mortalidad del arbolado aumenta cuando el daño a la copa es acompañado por el daño al tejido de conducción.

### Conclusiones

La probabilidad de mortalidad incrementa a mayor porcentaje de copa dañada y menor diámetro con corteza en individuos clasificados como monte bravo; en el caso de los brinzales, la probabilidad aumenta a mayor altura de cicatriz. Por consiguiente, la probabilidad de mortalidad en árboles de 0.3 a 6.0 m aumenta por la interacción de mayor altura de cicatriz y porcentaje de copa dañada. La mortalidad fue menor en la quema prescrita que en el área incendiada, lo cual se atribuye a una mayor intensidad del fuego en esta última. La quema prescrita presentó 54 % menos mortalidad que la zona incendiada, pero cuatro veces mayor que la zona testigo, debido principalmente al vigor del arbolado antes de la quema y a la época en la que se aplicó este tratamiento. Las quemas prescritas son una herramienta viable en el manejo de los ecosistemas dependientes del fuego (v. g. *P. hartwegii*); sin embargo, se recomienda que en futuros trabajos evalúen características del comportamiento y temporalidad del fuego, así como de la fisiología del arbolado, con el fin de proporcionar más elementos a los gestores del bosque sobre cómo y cuándo aplicar esta herramienta y la posible respuesta de las especies al estrés por fuego.

*Fin de la versión en español*

## References / Referencias

- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2014). *Reporte semanal de resultados de incendios forestales 2014: Del 01 de enero al 31 de diciembre del 2014*. Jalisco, México. Comisión Nacional Forestal.
- Costa, J. J., Oliveira, L. A., Viexas, D. X., & Neto, L. P. (1991). On the temperature distribution inside a tree under fire conditions. *International Journal Wildland Fire*, 1(2), 87–96. doi: 10.1071/WF9910087
- De Mers, M. N. (2002). *GIS modeling in raster*. New York, USA: John Wiley & Sons.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). (2009). ArcGIS (versión 9.3). Software de procesamiento digital de imágenes satelitales. EUA: Autor.
- Fulé, P. Z., & Convington, W. W. (1997). Fire regimes and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Conservation Biology*, 13(3), 640–652. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57404107>
- García, E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México: UNAM.
- Glitzenstein, J. F., Streng, D. R., & Wade, D. D. (2003). Fire frequency effects on longleaf pine (*Pinus palustris* P. Miller) vegetation in South Carolina and Northeast Florida, USA. *Natural Areas Journal*, 23, 22–37. Obtenido de [http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja\\_glitzenstein001.pdf](http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_glitzenstein001.pdf)
- González-Rodríguez, A., & Rodríguez-Trejo, D. A. (2004). Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Distrito Federal, México. *Agrociencia*, 38, 537–544. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30238508>
- Hardesty, J., Myers, R. L., & Fulks, W. (2005). Fire, ecosystems, and people: A preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum*, 22, 78–87. Obtenido de <http://www.georgewright.org/224hardesty.pdf>
- Hood, S. M., McHugh, C. W., Ryan, K. C., Reinhardt, E., & Smith, S. L. (2007). Evaluation of a post-fire tree mortality model for western USA conifers. *International Journal of Wildland Fire*, 16, 679–689. doi: 10.1071/WF06122
- Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (2000). *Applied logistic regression*. New York, USA: Wiley.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2013). Modelo digital de elevación, E14B31. 1:50000. Aguascalientes, México: Autor. Obtenido de <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825733124>
- Jardel, P. E. J., Alvarado, J. E., Morfín, R. E., Castillo, N. F., & Flores, G. J. G. (2009). Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México. In G. J. G. Flores (Ed.), *Impacto ambiental de incendios forestales* (pp. 73–100). México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias-Colegio de Postgraduados.
- Mutch, L. S., & Parsons, D. J. (1998). Mixed conifer forest mortality and establishment before and after prescribed fire in Sequoia National Park, California. *Forest Science*, 44(3), 341–355. Obtenido de <http://www.nps.gov/seki/learn/nature/upload/fsdoc.pdf>
- Peterson, D. L. (1983). Predicting fire-caused mortality in four northern Rocky Mountain conifers. In Society of American Foresters (Ed.), *New forests for a changing world: Proceedings of the 1983 convention of the Society of American Foresters* (pp. 276–280). Maryland, USA: Society of American Foresters.
- Peterson, D. L. (1985). Crown scorch volume and scorch height: Estimates of post-fire tree condition. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 596–598. doi: 10.1139/X06-315
- Peterson, D. L., & Ryan, K. C. (1986). Modeling postfire conifer mortality for long-range planning. *Environmental Management*, 10(6), 797–808. doi: 10.1007/BF01867732
- Pyne, S. J. (1995). *World fire: The culture of fire on earth*. USA: University of Washington Press.
- Regelbrugge, J. C., & Conard, S. G. (1993). Modeling tree mortality following wildfire in *Pinus ponderosa* forests in the Central Sierra Nevada of California. *International Journal Wildland Fire*, 3(3), 139–148. doi: 10.1071/WF9930139
- Ressl, R., & Cruz, I. (2012). Detección y monitoreo de incendios forestales mediante imágenes de satélite. *CONABIO. Biodiversitas*, 100, 12–13. Obtenido de <http://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv100art7.pdf>
- Rodríguez, T. D. A. (2001). La ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 7(2), 145–151. Obtenido en [http://www.chapingo.mx/revistas/forestales/contenido.php?id\\_revista\\_numero=24](http://www.chapingo.mx/revistas/forestales/contenido.php?id_revista_numero=24)
- Rodríguez, T. D. A. (2014). *Incendios de vegetación. Su ecología manejo e historia*. México: Biblioteca básica de agricultura.
- Rodríguez, T. D. A., & Fulé, P. Z. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal Wildland Fire*, 12, 23–37. doi: 10.1071/WF02040
- Rodríguez, T. D. A., Martínez, H. H. C., & Ortega, B. V. (2004). Ecología del fuego en bosques de *Pinus hartwegii*. In R. L. Villers, & B. J. López (Eds.), *Incendios forestales en México: Métodos de evaluación* (pp. 103–120). México: UNAM.
- Ryan, K. C., & Reinhardt, E. D. (1988). Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Canadian Journal of Forest Research*, 18, 1291–1297. doi: 10.1139/x88-199
- Ryan, K. C., Peterson, D. L., & Reinhardt, E. D. (1988). Modeling longterm fire caused mortality of douglas-fir. *Forest Science*, 34, 190–199. Obtenido en [http://www.fs.fed.us/rm/pubs\\_other/rmrs\\_1988\\_ryan\\_k001.pdf](http://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_1988_ryan_k001.pdf)
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. México: Limusa.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2009). Norma Oficial Mexicana NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007 que establece las especificaciones técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario. México: Diario Oficial de la Federación.

- Obtenido de <http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3331/1/nom-015-semarnat-sagarpa-2007.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2013). Programa de manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. México: Autor. Obtenido de [http://iztapopo.conanp.gob.mx/documentos/programa\\_de-manejo\\_izta\\_popo.pdf](http://iztapopo.conanp.gob.mx/documentos/programa_de-manejo_izta_popo.pdf)
- Statistical Analysis System (SAS Institute Inc.). (2013). SAS/STAT 9.4 user's guide. Cary, NC, USA: Author
- Stephens, S. L., & Finney, M. A. (2002). Prescribed fire mortality of Sierra Nevada mixed conifer tree species: Effects of crown damage and forest floor combustion. *Forest Ecology and Management*, 162(2002), 261–271. doi: 10.1016/S0378-1127(01)00521-7
- Van Wagner, C. E. (1973). Height of crown scorch in forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 3, 373–378. doi: 10.1139/X73-055
- Vera, V. V., & Rodríguez, T. D. A. (2007). Supervivencia e incremento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios experimentales. *Agrociencia*, 41, 219–230. Obtenido de <http://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2007/feb-mar/art-9.pdf>
- Wagener, W. W. (1961). *Guidelines for estimating the survival of fire-damaged trees in California*. Berkeley, CA, USA: Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station- U. S. Forest Service.
- Willson, C., & Sorenson, J. (1979). *Algunos factores comunes acerca del comportamiento del fuego, en caso de incendios forestales trágicos y casi trágicos*. EUA: USDA Forest Service.
- Wyant, J. G., Omi, P. N., & Laven, R. D. (1986). Fire induced tree mortality in a Colorado ponderosa pine/douglas-fir stand. *Forest Science*, 32(1), 49–59.