



DOI: [10.29298/rmcf.v14i79.1370](https://doi.org/10.29298/rmcf.v14i79.1370)

Artículo de Investigación

Efecto de la severidad de incendio en brotes de *Pinus* en Santiago, Nuevo León

Effect of fire severity on *Pinus* shoots in Santiago, Nuevo León

José Israel Yerena-Yamallel^{1*}, Victoria del Pilar García-Ortuño¹, Luis Gerardo Cuéllar-Rodríguez¹, Ángel Mario Reyna-González¹

Fecha de recepción/Reception date: 17 de marzo de 2023.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 29 de junio de 2023.

¹Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: israel.yerena@gmail.com

*Corresponding author; e-mail: israel.yerena@gmail.com

Resumen

El objetivo del estudio fue caracterizar a los árboles y brotes del género *Pinus* por tipo de severidad de incendio en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. La severidad de incendio se determinó a partir de la diferencia del Coeficiente Normalizado de Quemados. Se establecieron 60 sitios circulares de muestreo de 400 m², en ellos se midió el diámetro y altura tanto de los árboles como de los brotes. Se identificaron dos tipos de condición del arbolado: (1) Vivos quemados y (2) Carbonizados, estos últimos obtuvieron la cantidad superior de individuos con brote. La severidad moderada alta registró más árboles con brote (488 individuos ha⁻¹). Del total de individuos muestreados, 83 % correspondieron a la especie *Pinus teocote* y 17 % a *Pinus pseudostrobus*. En los árboles que presentaron brotes, la cantidad de estos por individuo se registró en mayor proporción en el nivel bajo de uno a dos brotes en las tres severidades. La severidad baja correspondió a 864 brotes ha⁻¹, la moderada-baja de 626 brotes ha⁻¹ y 994 brotes ha⁻¹ en moderada-alta. A medida que la categoría diamétrica aumenta, la probabilidad de aparición de brote disminuye, de igual manera ocurre para la altura. La capacidad de brotar podría significar, potencialmente, la diferencia entre la dominancia en un área de los pinos frente a otras especies después de una perturbación.

Palabras clave: Adaptación, brote, caracterización, *Pinus*, regeneración, severidad de incendio.

Abstract

The objective of the study was to characterize the trees and shoots of the genus *Pinus* by type of fire severity in Cumbres de Monterrey National Park. The fire severity was determined based on the difference in the Normalized Burn Coefficient. 60 circular sampling sites of 400 m² were established to measure the diameter and height of both trees and shoots. Two types of tree conditions were identified: (1) Living burnt and (2) Charred; the latter comprised the highest number of individuals with shoots. Moderate-high severity recorded more trees with shoots (488 individuals ha⁻¹). Of the total number of individuals sampled, 83 % corresponded to the species *Pinus teocote*, and 17 % to *Pinus pseudostrobus*. In the trees that exhibited shoots, the number of shoots per individual was recorded, in a larger quantity, in the low level of one to two shoots in the three severities. Low-severity corresponded to 864 shoots ha⁻¹, moderate-low to 626 shoots ha⁻¹, and moderate-high, to 994 shoots ha⁻¹. As the diameter category increases, the probability of shoot occurrence decreases, as does the height. The ability to sprout could potentially determine the difference between the dominance in an area of pines versus other species after a disturbance.

Key words: Adaptation, shoot, characterization, *Pinus*, regeneration, fire severity.

Introducción

Las actividades antropogénicas como recreación, ecoturismo, agricultura, ganadería, entre otras, han propiciado modificaciones en los ecosistemas, un ejemplo de esto es la perturbación generada por el régimen del fuego (Paysen *et al.*, 2000). El régimen del fuego es una mezcla de escenarios temporales y espaciales que dependen de la frecuencia, intensidad, extensión y la estacionalidad del incendio, las cuales tienen una influencia decisiva en los patrones de la sucesión ecológica (Medina, 2007).

Algunos tipos de vegetación a lo largo de la historia demuestran resiliencia ante la presencia de incendios forestales, lo que les confirió valor adaptativo a las nuevas condiciones ambientales que impone el régimen de alta frecuencia. Sin embargo, también ocurre una alteración en la composición de especies y su estructura que resulta en una transformación de su estado original (González *et al.*, 2007; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2012; Carbone *et al.*, 2017).

Ciertas especies del género *Pinus*, debido a la presencia constante del fuego, han desarrollado estrategias adaptativas para hacerle frente, por ejemplo: corteza gruesa (que permite proteger el cambium), conos serótinos, yemas apicales protegidas y el estado cespitoso o ramoso (Rodríguez-Trejo, 2001).

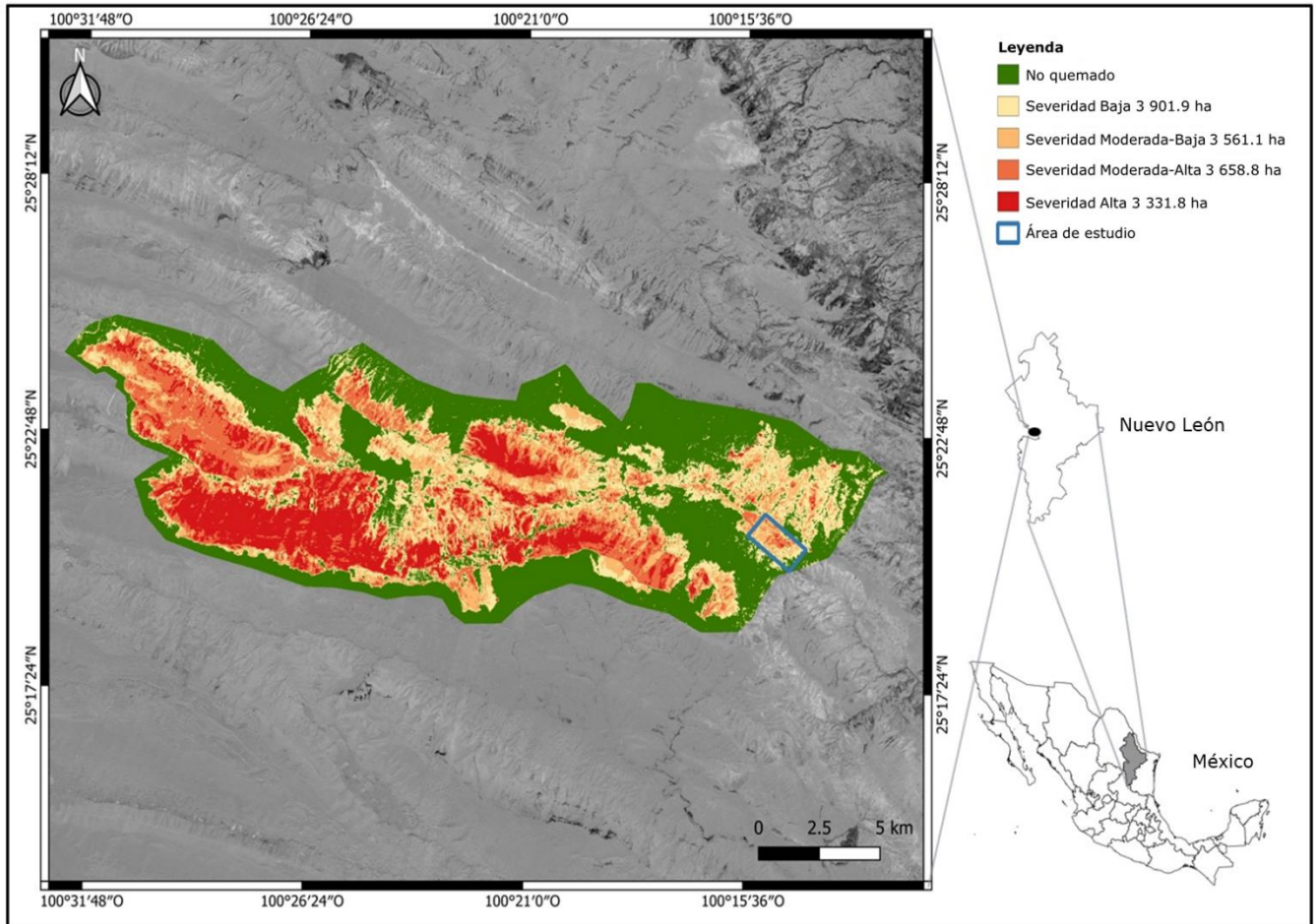
También, se ha observado otro fenómeno poco usual como respuesta al fuego: la aparición de brotes provenientes de la base del fuste de los individuos afectados, el cual se puede percibir como parte de una adaptación que les favorece ante las alteraciones del régimen del fuego (Pausas *et al.*, 2016). Si bien ese fenómeno no

es exclusivo del género *Pinus* (Juárez *et al.*, 2012; Lilly *et al.*, 2012; García-Jiménez *et al.*, 2017), para este se tienen pocos registros (Sánchez *et al.*, 2014; Gómez-Mendoza y Rodríguez-Trejo, 2021). Por tal motivo, se planteó el objetivo de caracterizar el arbolado y sus brotes del género *Pinus* por tipo de severidad de incendio bajo la hipótesis de que existen diferencias significativas en la densidad de brotes entre las severidades de incendio.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en una fracción de la Sierra Madre Oriental, en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM) específicamente en la comunidad El Tejocote (25°20'38.2" N, 100°14'53.0" O), ubicada al oeste del municipio Santiago, Nuevo León. El área se ubica entre los 2 000 y 2 300 msnm, con vegetación conformada principalmente de bosque de pino-encino, donde destaca la presencia de *Pinus teocote* Schltdl. & Cham., *P. pseudostrobus* Lindl., *P. greggii* Engelm. ex Parl., *Quercus canbyi* Trel., *Q. laceyi* Small y *Q. polymorpha* Schltdl. & Cham. La temperatura media anual es de 14.1 °C, los valores máximos oscilan entre 16.8 y 29.8 °C, los mínimos de 0.8 a 9.4 °C, y la precipitación anual es de 766.5 mm, con un máximo de 89.6 mm y el mínimo de 13.5 mm (Cuervo-Robayo *et al.*, 2015a; Cuervo-Robayo *et al.*, 2015b). En el PNCM ocurrió un incendio en marzo de 2021 que afectó 14 453.60 ha (Figura 1).



Fuente: Elaboración propia.

Figura 1. Localización del área de estudio y superficie afectada por el incendio por tipo de severidad.

Severidad de incendio

La variable severidad de incendio se determinó mediante el índice *dNBR* (*differenced Normalized Burn Ratio*) mediante la diferencia entre el *NBR* (Índice Normalizado de Área Quemada) preincendio y el *NBR* posincendio: $dNBR = NBR_{\text{preincendio}} - NBR_{\text{posincendio}}$ (Valdez-Zavala *et al.*, 2019), aunado a un registro de evidencias de incendio tomado en campo para una correcta interpretación (Keeley, 2009).

El índice *NBR* se recomienda para delimitar los polígonos de áreas incendiadas y su categorización de severidad de incendio a partir de las bandas del infrarrojo cercano (*NIR*) e infrarrojo de onda corta (*SWIR*) del espectro electromagnético (Valdez-Zavala *et al.*, 2019). La vegetación preincendio tiene una reflectancia próxima al *NIR* y baja reflectancia en el *SWIR*, a diferencia de los sitios recientemente incendiados que poseen una baja reflectancia en el infrarrojo cercano y alta reflectancia en la banda infrarroja de onda corta, por lo que la fórmula para calcular el *NBR* es la siguiente (Keeley, 2009):

$$NBR = (NIR - SWIR) / (NIR + SWIR) \quad (1)$$

Donde:

NBR = Índice Normalizado de Área Quemada

NIR = Infrarrojo cercano

SWIR = Infrarrojo de onda corta

Se emplearon imágenes del satélite *Sentinel-2* con fecha del 28 de febrero y 30 de marzo de 2021 para obtener el *NBR* preincendio y posincendio, respectivamente. Una vez calculado el *dNBR*, se determinó la severidad de incendio considerando como referencia los intervalos de la clasificación propuesta por el Servicio Geológico

de los Estados Unidos (USGS) (Keeley, 2009). El polígono con el cual se trabajó es una propiedad privada, cuyo dueño otorgó su permiso para realizar el muestreo.

Muestreo de campo

Los datos se obtuvieron en los meses de junio a septiembre de 2022 mediante un muestreo de tipo sistemático con una separación de 100 m entre cada sitio (Alanís *et al.*, 2020). Se establecieron por tipo de severidad, 20 sitios circulares de 400 m² con un radio de 11.28 m para favorecer la colecta de datos por el tipo de vegetación presente en las áreas de estudio (Ramírez *et al.*, 2017), y con base en el diseño de las unidades de muestreo del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Conafor, 2018).

Se consideraron todos los individuos en pie pertenecientes al género *Pinus*, a estos se les asignó un número de árbol, se identificó la especie, se midió su altura con un hipsómetro marca *Nikon*[®] modelo *Forestry Pro* y el diámetro con cinta diamétrica marca *Forestry Suppliers*[®] modelo 283D. En el caso de los individuos que presentaban brote, además se registró el número de brotes, altura del brote mediante una cinta métrica marca *Truper*[®] modelo pro-Lock FX-5M y diámetro del brote con un calibrador digital marca *Traceable*[®] modelo 4". Debido a que algunos árboles presentaban brotes con crecimiento cespitoso o ramoso, se consideró como uno solo si emergían desde un mismo punto de origen.

Características estructurales

Árboles con brote. Se calculó el porcentaje de individuos con presencia de brote para árboles vivos quemados y carbonizados mediante la Ecuación:

$$(\text{Árboles vivos quemados o carbonizados con brote} / \text{Total de árboles}) \times 100 \quad (2)$$

Categorización de los brotes con respecto a la cantidad por árbol. Se formaron cuatro niveles: 1. Brote nulo (0 brotes), 2. Brote bajo: 1-2 brotes, 3. Brote medio: 3-4 brotes, y 4. Brote alto: +5 brotes.

Distribución de brotes por categoría diamétrica y clase de altura. En la estimación del número de brotes por categoría diamétrica se establecieron intervalos de 5 cm, cuyo límite superior fue de 60 cm y el inferior de 2.5 cm. Se realizó una tabla de frecuencia de número de brotes por clase de altura con intervalos de 1 m, un límite inferior de 1 m y superior de 15 m.

Análisis de datos

Cuando los datos cumplieron con los criterios de normalidad y homocedasticidad, mediante el programa *Statistica Advanced* se hizo un Análisis de Varianza (ANDEVA) de una vía; la variable severidad de incendio se consideró como la independiente, mientras que la cantidad de brotes correspondió a la variable dependiente. Para

determinar la asociación entre la ocurrencia de brote con respecto a la categoría diamétrica y la clase de altura, se aplicó una prueba de correlación de *Spearman* ($P \leq 0.05$).

Resultados

En el análisis del índice de diferencia del Coeficiente Normalizado de Quemadas (*dNBR*), se obtuvieron tres severidades de incendio: (I) Baja con 74.73 ha, (II) Moderada-baja con 91.02 ha, y (III) Moderada-alta 40.52 ha (Figura 2).

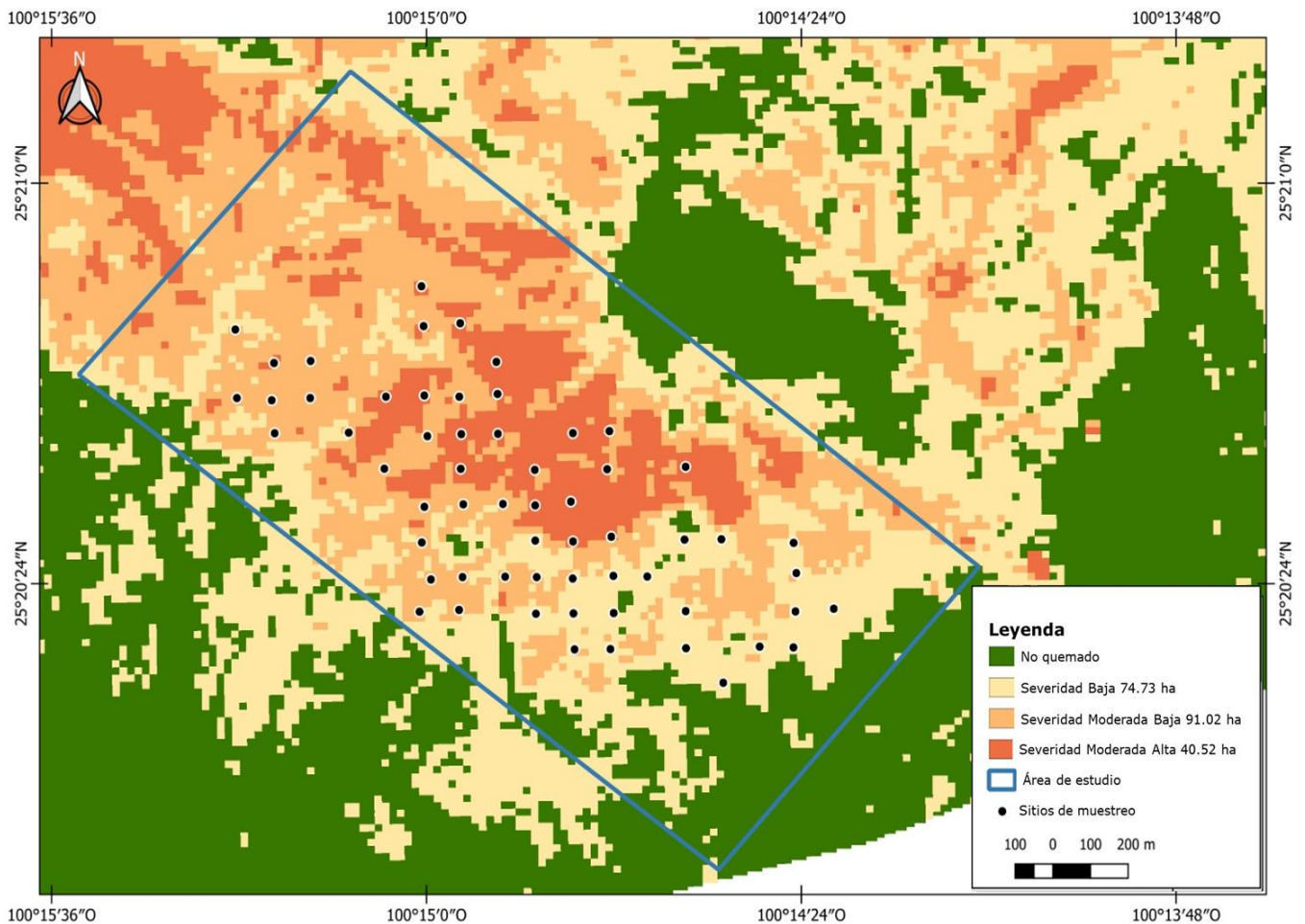


Figura 2. Severidad de incendio y superficies obtenidas.

El mayor número de individuos se presentó en la severidad de incendio baja; 31 % produjeron brote. Se identificaron dos tipos de condición del arbolado: (1) Vivos quemados y (2) Carbonizados, este último resultó con la cantidad de individuos con brote superior en las tres severidades. La severidad moderada alta registró más árboles con brote. En las tres severidades, la proporción dominante de árboles no tuvieron brote (Cuadro 1). Del total de individuos muestreados, 83 % correspondió a la especie *Pinus teocote* y 17 % a *P. pseudostrobus*.

Cuadro 1. Número de individuos (ha^{-1}) por condición del arbolado y severidad de incendio.

Condición del arbolado	Baja	Moderada baja	Moderada alta
Vivos quemados con brote	103	78	125
Carbonizados con brote	280	215	363
Vivos quemados sin brote	333	103	68
Carbonizados sin brote	530	305	498
Total	1 246	701	1 054

El nivel de brote nulo representó en las severidades de incendio porcentajes superiores a 50 % de los individuos. En los árboles que presentaron brotes, la cantidad de estos por árbol resultó con mayor proporción en el nivel bajo, de uno a dos brotes en las tres severidades. La presencia de cinco o más brotes por árbol fue la menos frecuente (Cuadro 2).

Cuadro 2. Número de individuos (ha^{-1}) por nivel de brote y severidad de incendio.

Nivel de brote	Baja		Moderada baja		Moderada alta	
	Árboles	%	Árboles	%	Árboles	%
Brote nulo (0)	863	69	408	58	566	53
Brote bajo (1-2)	262	21	195	28	327	31
Brote medio (3-4)	103	8	88	13	158	15
Brote alto (+5)	18	2	10	1	3	1
Total	1 246	100	701	100	1 054	100

Los valores medios de las variables dasométricas de los árboles en la severidad moderada baja fueron superiores a los demás. La altura en los brotes fue mayor en la severidad moderada alta con un intervalo de 8 a 83.1 cm, y con un promedio de 32.3

cm. De igual manera, para el diámetro los datos variaron de 0.3 a 1.9 cm con una media de 1.1 cm. Los brotes obtuvieron cifras menores en la severidad baja (Cuadro 3).

Cuadro 3. Altura y diámetro de los árboles y brotes por severidad de incendio.

Medida descriptiva		Baja	Moderada a baja	Moderada alta
Altura (m) Árbol	Mínimo	1.4	1.2	1.1
	Media	2.3	3.6	3.2
	Máximo	15	13	14
	<i>DE</i>	1.5	2.1	1.7
	<i>EE</i>	0.1	0.2	0.1
Diámetro (cm) Árbol	Mínimo	2.5	2.5	2.5
	Media	4.4	7.6	6.8
	Máximo	60	43	55
	<i>DE</i>	3.7	5.5	4.9
	<i>EE</i>	0.3	0.5	0.3
Altura (cm) Brote	Mínimo	2	2	8
	Media	28.0	31.1	32.3
	Máximo	70.7	82.5	83.1
	<i>DE</i>	15.1	20.1	20.3
	<i>EE</i>	1.2	1.9	1.6
Diámetro (cm) Brote	Mínimo	0.3	0.3	0.3
	Media	0.6	0.8	1.1
	Máximo	1.8	1.9	1.9
	<i>DE</i>	0.4	0.5	0.5
	<i>EE</i>	0.1	0.1	0.1

DE = Desviación estándar de la media; *EE* = Error estándar de la media.

En el área con la severidad de incendio baja, se registraron 12 categorías diamétricas, las demás tuvieron nueve. En las categorías 5 y 10 cm de las

severidades baja y moderada-baja se obtuvieron las cantidades superiores de árboles, árboles con brote y brotes, y en la severidad moderada alta se observaron en las categorías 10 y 5 cm. Se presentó un mayor número de árboles con brotes y brotes en la severidad moderada alta (Cuadro 4).

Cuadro 4. Árboles y brotes (individuos ha⁻¹) por categoría diamétrica (cm) y severidad de incendio.

Categoría diamétrica	Baja			Moderada baja			Moderada alta		
	Árboles	Árboles con brotes	Brotes	Árboles	Árboles con brotes	Brotes	Árboles	Árboles con brotes	Brotes
5	948	294	613	356	151	318	416	179	360
10	158	68	188	218	100	233	505	255	515
15	48	10	45	58	25	53	63	48	113
20	40	8	13	15	8	8	28	0	0
25	10	0	0	10	3	8	15	0	0
30	3	0	0	18	3	3	8	3	3
35	5	3	5	13	0	0	0	0	0
40	10	0	0	10	3	3	8	0	0
45	8	0	0	3	0	0	0	0	0
50	8	0	0	0	0	0	8	3	3
55	3	0	0	0	0	0	3	0	0
60	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	1 246	383	864	701	293	626	1 054	488	994

El análisis de varianza entre el número de brotes con relación a la severidad de incendio mostró que no existe diferencia significativa ($p>0.05$), por lo que la hipótesis se rechaza.

Los resultados de las pruebas de correlación para categoría diamétrica y de altura con respecto a la ocurrencia de brote demostraron una fuerte asociación significativa ($p<0.05$). Entre menor el diámetro de fuste, mayor la probabilidad de

brote; cuando la variable categoría diamétrica aumenta, la probabilidad de aparición de brote disminuye; de igual manera para la altura.

Se registraron 13 clases de altura en las severidades baja y moderada baja, y 14 en moderada alta. En la severidad baja, la clase 2 m obtuvo mayor número de árboles, árboles con brote y brotes; en la severidad moderada alta se observaron en las clases 3 y 4 m. La severidad moderada baja presentó más árboles y árboles con brote en la clase 2 m, sin embargo, la clase 3 m fue superior en cantidad de brotes (Cuadro 5).

Cuadro 5. Árboles y brotes (individuos ha⁻¹) por clase de altura (m) y severidad de incendio.

Clase de altura	Baja			Moderada baja			Moderada alta		
	Árboles	Árboles con brotes	Brotes	Árboles	Árboles con brotes	Brotes	Árboles	Árboles con brotes	Brotes
1	187	66	183	115	38	73	71	66	131
2	653	227	437	173	85	189	178	70	158
3	208	53	130	153	78	203	338	140	288
4	80	23	68	80	23	50	218	110	240
5	10	0	0	58	30	45	125	68	125
6	23	5	10	38	15	30	60	23	38
7	13	0	0	20	13	20	10	5	8
8	18	3	28	5	3	3	20	3	3
9	18	3	3	10	0	0	10	0	0
10	8	3	5	25	3	8	5	0	0
11	5	0	0	13	5	5	5	0	0
12	13	0	0	8	0	0	3	3	3
13	0	0	0	3	0	0	8	0	0
14	0	0	0	0	0	0	3	0	0
15	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	1 246	383	864	701	293	626	1 054	488	994

Discusión

Los árboles carbonizados y el área de severidad de incendio moderada-alta presentaron la mayor presencia de brotes; de igual manera, Gómez-Mendoza y Rodríguez-Trejo (2021) señalan que la probabilidad de rebrote evidencia una relación directa con el porcentaje de la copa afectada por fuego en *Pinus montezumae* Lamb.; González-Rosales y Rodríguez-Trejo (2004) para *Pinus hartwegii* Lindl. refieren lo contrario, aunque la clasificación de la condición del arbolado fue diferente en los tres estudios.

Del total de la población muestreada en las tres severidades de incendio, 39 % produjeron brotes, dicho porcentaje es inferior al citado por Sánchez *et al.* (2014), quienes evaluaron la regeneración de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. en el bosque La Primavera, Jalisco y obtuvieron 83 %, valor superior al indicado por Baumgartner y Fulé (2007) para *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham. var. *chihuahuana* (Engelm.) Shaw de 34 % en el Borde de Mogollón, Arizona.

Una estrategia de recuperación de los árboles después de un incendio es el brote. Juárez *et al.* (2012) investigaron dicho proceso en *Pinus teocote* en Chignahuapan, Puebla, y refieren 344 brotes ha⁻¹ y cinco brotes por árbol; en este trabajo las densidades son superiores y el nivel de brote es el menos común en las áreas.

La altura media de los brotes en las tres severidades de incendio es menor a la determinada en Chiapas por Rodríguez *et al.* (2019), la cual es de 40 cm en *Pinus oocarpa* después de seis meses de ocurrido un incendio, y a lo citado por Clabo y Clatterbuck (2019) para *Pinus echinata* Mill. (73 cm) en Morgan, Tennessee.

Gómez-Mendoza y Rodríguez-Trejo (2021) evaluaron y modelaron la probabilidad de mortalidad y rebrote en *Pinus montezumae*, *Pinus teocote* y *Pinus patula* Schltdl.

& Cham. nueve meses después de un incendio en el ejido Michac, Chignahuapan, Puebla y obtuvieron que los individuos más jóvenes tuvieron mayor poder de rebrote que los viejos, similar con lo observado en el PNCM. La capacidad de brotar después de un incendio puede variar con la edad de los árboles, los más viejos de algunas especies producen pocos brotes (Miller, 2000).

Este estudio apoya la observación de Baumgartner y Fulé (2007) para *Pinus leiophylla* var. *chihuahuana* en el Borde de Mogollón en Arizona, quienes señalan que la mayoría de los árboles que brotaron desde la base del árbol estaban en la clase de diámetro de 5 cm, así como sus resultados de la severidad baja y moderada baja.

La capacidad de brote en coníferas en respuesta a perturbaciones, por ejemplo los incendios forestales, puede variar en espacio y tiempo, lo cual se estudió como parte de la ecología del fuego de *Pinus hartwegii* en la Ciudad de México (Rodríguez, 1996), cuyos resultados refieren que 28 % de los árboles de 1.3 a 4 m de altura presentan tres brotes por árbol en promedio y 97 % de los individuos con menos de 1.3 m de altura, siete brotes por árbol. Estos valores coinciden con los del presente estudio, en el cual las clases de altura menores tienen la mayor presencia de brote, pero la cantidad de brotes por árbol son superiores.

Alanís-Rodríguez *et al.* (2012) evaluaron la composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades naturales de *Pinus-Quercus* posincendio en el Parque Ecológico Chipinque y clasificaron a *Pinus pseudostrobus* como una especie no rebrotadora, lo anterior es contrastante con lo descrito para el PNCM, donde las comunidades de *Pinus* mostraron presencia de brote como adaptación de respuesta a incendios.

Las sustancias de crecimiento en las raíces, en particular las citoquininas, ayudan al brote de las yemas dormantes en la base del árbol, aunque es posible que ya estén presentes en los brotes, pero una disminución en la proporción de auxinas con

respecto a las citoquininas proporciona el estímulo para el crecimiento de los brotes, ya que las primeras son inhibidoras de la brotación (Miller, 2000).

Como una generalización amplia, es probable que las especies que crecen en sitios con perturbaciones de mayor impacto o frecuentes, broten más vigorosamente y retengan la capacidad de brotar por más tiempo que las especies que crecen en sitios con menores daños o con perturbaciones menos frecuentes (Del Tredici, 2001).

Conclusiones

Las especies *Pinus teocote* y *Pinus pseudostrabus* presentan brotes en las tres severidades de incendio; el nivel de brote con más representación es el bajo de uno a dos por árbol. El área con mayor intensidad de disturbio severidad moderada alta registra la densidad superior de árboles con brotes, sin embargo, no hay diferencias entre las severidades. Los árboles carbonizados muestran dominancia en la presencia de brotes. Los brotes se desarrollan, principalmente, en los individuos de categorías diamétricas y de alturas menores.

La capacidad de brote como una forma de regeneración después de un incendio es una ventaja importante de adaptación, esta habilidad podría significar potencialmente la diferencia entre la dominancia de los pinos frente a otras especies en un área después de una perturbación.

Se sugiere hacer estudios para explicar las razones fisiológicas de la emisión de brotes posterior a un incendio, cuales sustancias y en que proporciones son

necesarias para activar este proceso, porque solo algunos árboles de la misma especie tienen esa capacidad.

Agradecimientos

Al editor por la revisión inicial de este manuscrito y a los dos revisores anónimos por sus observaciones, eso ayudó a mejorar el artículo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

José Israel Yerena-Yamallel: coordinador de la investigación, análisis estadístico, redacción y revisión del documento; Victoria del Pilar García-Ortuño: análisis de severidad, toma de datos de campo, redacción y revisión del documento; Luis Gerardo Cuéllar-Rodríguez: análisis de datos, redacción y revisión del documento; Ángel Mario Reyna-González: elaboración de mapas, análisis de severidad, toma de datos de campo y revisión del documento.

Referencias

Alanís R., E., A. Mora O. y J. S. Marroquín de la F. 2020. Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, NL, México. 252 p.

Alanís-Rodríguez, E., J. Jiménez-Pérez, A. Valdecantos-Dema, M. A. González-Tagle, Ó. A. Aguirre-Calderón y E. J. Treviño-Garza. 2012. Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83(4):1208-1214. Doi: 10.7550/rmb.29708.

Baumgartner, K. H. and P. Z. Fulé. 2007. Survival and sprouting responses of Chihuahua pine after the Rodeo-Chediski fire on the Mogollon Rim, Arizona. *Western North American Naturalist* 67(1):51-56. https://www.fs.usda.gov/rm/pubs_other/rmrs_2007_baumgartner_k001.pdf. (25 de julio 2022).

Carbone, L. M., N. Aguirre-Acosta, J. Tavella y R. Aguilar. 2017. Cambios florísticos inducidos por la frecuencia de fuego en el Chaco Serrano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 52(4):753-778. Doi: 10.31055/1851.2372.v52.n4.18861.

Clabo, D. C. and W. K. Clatterbuck. 2019. Shortleaf pine (*Pinus echinata*, Pinaceae) seedling sprouting responses: Clipping and burning effects at various seedling ages and seasons. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 146(2):96-110. Doi: 10.3159/TORREY-D-18-00004.1.

Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2018. Inventario Nacional Forestal y de Suelos, Informe de Resultados 2009-2014. Conafor. Zapopan, Jal., México. 199 p. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2018/CD002905.pdf>. (20 de mayo 2022).

Cuervo-Robayo, A. P., O. Téllez-Valdés, M. A. Gómez-Albores, C. S. Venegas-Barrera, J. Manjarrez y E. Martínez-Meyer. 2015a. Temperatura media anual en México (1910-2009). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio).

<http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/tman13gw.html>. (26 de mayo 2022).

Cuervo-Robayo, A. P., O. Téllez-Valdés, M. A. Gómez-Albores, C. S. Venegas-Barrera, J. Manjarrez y E. Martínez-Meyer. 2015b. Precipitación anual en México (1910-2009). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/preanu13gw.html>. (26 de mayo 2022).

Del Tredici, P. 2001. Sprouting in temperate trees: A morphological and ecological review. *The Botanical Review* 67(2):121-140. Doi: 10.1007/BF02858075.

García-Jiménez, R., M. Palmero-Iniesta and J. M. Espelta. 2017. Contrasting effects of fire severity on the regeneration of *Pinus halepensis* Mill. and resprouter species in recently thinned thickets. *Forests* 8(3):55. Doi: 10.3390/f8030055.

Gómez-Mendoza, F. F. y D. A. Rodríguez-Trejo. 2021. Fuego, mortalidad y rebrotación en especies forestales de la Sierra Norte de Puebla. *Madera y Bosques* 27(3):1-15. Doi: 10.21829/myb.2021.2732148.

González T., M. A., L. Schwendenmann, J. Jiménez P. y W. Himmelsbach. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques* 13(2):51-63. Doi: 10.21829/myb.2007.1321228.

González-Rosales, A. y D. A. Rodríguez-Trejo. 2004. Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Distrito Federal, México. *Agrociencia* 38(5):537-544. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30238508>. (11 de julio 2022).

Juárez B., J. E., D. A. Rodríguez-Trejo and R. L. Myers. 2012. Fire tolerance of three tree species in pine-oak forests of Chignahuapan, Puebla, Mexico. *International Journal of Wildland Fire* 21:873-881. Doi: 10.1071/WF11134.

Keeley, J. E. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18(1):116-126. Doi: 10.1071/WF07049.

Lilly, C. J., R. E. Will, C. G. Tauer, J. M. Guldin and M. A. Spetich. 2012. Factors affecting the sprouting of shortleaf pine rootstock following prescribed fire. *Forest Ecology and Management* 265:13-19. Doi: 10.1016/j.foreco.2011.10.020.

Medina, A. A. 2007. Reconstrucción de los regímenes de fuego en un bosque de *Prosopis caldenia*, provincia de La Pampa, Argentina. *Bosque* 28(3):234-240. Doi: 10.4067/S0717-92002007000300008.

Miller, M. 2000. Chapter 2: Fire Autecology. In: Brown, J. K. and J. K. Smith (Edits.). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. United States Department of Agriculture, Forest Service and Rocky Mountain Research Station. Ogden, UT, United States of America. pp. 9-34.

Pausas, J. G., R. B. Pratt, J. E. Keeley, A. L. Jacobsen, ... and S. D. Davis. 2016. Towards understanding resprouting at the global scale. *New Phytologist* 209(3):945-954. Doi: 10.1111/nph.13644.

Paysen, T. E., R. J. Ansley, J. K. Brown, G. J. Gottfried, ... and R. C. Wilson. 2000. Chapter 6: Fire in Western Shrubland, Woodland, and Grassland Ecosystems. In: Brown, J. K. and J. K. Smith (Edits.). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. United States Department of Agriculture, Forest Service and Rocky Mountain Research Station. Ogden, UT, United States of America. pp. 121-159.

Ramírez M., H., Universidad Autónoma Chapingo y Academia Nacional de Ciencias Forestales A. C. 2017. Manual para la elaboración de programas de Manejo Forestal maderable en clima templado frío. Comisión Nacional Forestal (Conafor) y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). Zapopan, Jal., México.

134

p.

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/314226/Manual_para_la_Elaboracion_de_PMFm.pdf. (30 de mayo 2022).

Rodríguez T., D. A., P. Martínez M. y P. J. Martínez L. 2019. Efectos del fuego en el arbolado de un bosque tropical de pino y en el de una selva baja caducifolia en Villaflores, Chiapas. *Ciência Florestal* 29(3):1033-1047. Doi: 10.5902/1980509833952.

Rodríguez T., D. A. 1996. Incendios forestales. Universidad Autónoma Chapingo y Mundi-Prensa México, S. A. de C. V. Texcoco, Edo. Méx., México. 630 p.

Rodríguez-Trejo, D. A. 2001. Ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii* Lindl. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 7(2):145-151. <https://www.uv.mx/personal/tcarmona/files/2010/08/rodriguez-2001.pdf>. (30 de junio 2022).

Sánchez D., M., A. Gallegos R., G. A. González C., J. C. Castañeda G. y R. G. Cabrera O. 2014. Efecto del fuego en la regeneración de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5(24):126-143. Doi: 10.29298/rmcf.v5i24.325.

Valdez-Zavala, K. M., L. C. Bravo-Peña y L. L. Manzo-Delgado. 2019. Áreas quemadas y cambio de uso del suelo en el suroeste de Chihuahua (México) durante el periodo 2013-2017: Identificación con el índice Normalized Burn Ratio (NBR). *Acta Universitaria* 29:1-15. Doi: 10.15174/au.2019.2418.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.