



Agentes de daño en los bosques templados y selvas de México: análisis 2012-2016

Damaging agents in the temperate and tropical forest of Mexico: analysis 2012-2016

Dionicio Alvarado-Rosales¹, Luz de Lourdes Saavedra-Romero^{1*}, Yolanda Franco-Islands²

Jaime Villa-Castillo³, Antonio David Quiroz-Reygadas³ y Abel Plascencia-González⁴

¹ Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Postgrado en Fitosanidad-Fitopatología. Texcoco, Estado de México, México. dionicio@colpos.mx, saavedra.luz@colpos.mx

² Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales Texcoco, Estado de México, México. C.P. 56230; yfrancoislas@gmail.com

³ Consultor independiente. jvillac@prodigy.net.mx; dqrmex@gmail.com

⁴ Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco, México. abel.plascencia@conafor.gob.mx

* Autora de correspondencia. saavedra.luz@colpos.mx

RESUMEN

El Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Infys) y la Gerencia de Sanidad de la Comisión Nacional Forestal (Conafor), iniciaron en 2012, la medición del indicador de salud forestal *Daños al arbolado*. En el presente estudio, se analizó la base de datos de 2012 a 2016 generada por el Infys con el objetivo de determinar la incidencia de los principales agentes de daño en latifoliadas y coníferas, por género arbóreo y entidad federativa. El análisis incluyó 8351 conglomerados y 500 446 árboles. Se identificaron 34 agentes de daño en 142 980 individuos arbóreos, destacando los daños por fuego, 24,8%; viento, 16,3%; agente desconocido, 14,1%; *Tillandsia* spp., 11,4%; insectos defoliadores, 7,5% y sequía, 5,4%. La incidencia de daños fue mayor en los géneros *Alnus*, *Quercus* y *Pinus*, con 54,6%, 50,4% y 41,5%, respectivamente. México es considerado el mayor centro de diversidad de encinos y de pinos, por lo que es apremiante determinar el papel que desempeñan los agentes de daño identificados y cuál es su impacto sobre el recurso forestal y los servicios ecosistémicos que proporcionan. Este estudio presenta el primer análisis del indicador de salud forestal, *Daños al arbolado* de 2012 a 2016, en bosques templados y selvas de México.

PALABRAS CLAVE: daño por fuego, daño por viento, insectos defoliadores, salud forestal.

ABSTRACT

The National Forest and Soil Inventory [Infys] and the Health Management Office of the National Forestry Commission [Conafor] began, in 2012, the measurement of the Forest Health Indicator, called tree damage. The database from 2012 to 2016 generated by the Infys was analyzed with the objective of determining the incidence of the main agents of damage in broadleaved and coniferous trees, by tree genus, and federal entity. 8351 plots and 500 446 trees were analyzed. 34 damage agents were identified, highlighting fire damage, 24,8%; wind, 16,3%; unknown agent, 14,1%; *Tillandsia* spp., 11,4%; defoliating insects, 7,5% and drought, 5,4%. The incidence of damage was higher in *Alnus*, *Quercus* and *Pinus*, with 54,6%, 50,4% and 41,5%, respectively. Our country is considered the largest center of diversity of oaks and pines, so it is urgent to determine the role played by the main damage agents and their impact on the forest resource and ecosystem services they provide. This is the first analysis of the data generated by the Infys for the forest health indicator called 'Tree damage' in temperate and tropical forest of Mexico.

KEYWORDS: fire damage, wind damage, defoliators insects, forest health.

INTRODUCCIÓN

Estadísticas de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] (2021), indican que 54% de los bosques del mundo se localizan en territorio de cinco países. Canadá, la Federación de Rusia, Brasil, E.U.A. y China, poseen en conjunto 2192 millones de hectáreas, mientras que la superficie restante, está dispersa en el resto del planeta. Respecto a México, a pesar de su categoría de país megadiverso (Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008) — solo detrás de Brasil, Colombia, China e Indonesia — posee 138 millones de hectáreas de vegetación forestal, 47% de la cual, corresponde a bosques templados y selvas; desafortunadamente, por la conversión de tierras, pierde 193 mil hectáreas anuales, según registros de la Conafor (2019). Asociados al cambio en el uso del suelo, existen agentes de daño (cambio climático, altas temperaturas, sequía, plagas, enfermedades, etc.) que también pueden ocasionar pérdidas de cubierta forestal, pero, inevitablemente, los bosques, deben hacerles frente (Ramsfield et al., 2016). De acuerdo con Manion (2003), las enfermedades y los insectos son parte integral de los ecosistemas forestales, los bosques han evolucionado en su presencia (Trumbore et al., 2015), aunada a la sequía, los incendios, el viento, etc. Las “plagas forestales”, en acepción amplia, no constituyen riesgo a la salud de los bosques, según lo mencionan el informe sobre Amenazas a la Salud de los Bosques (Toronto's Forest Health Threats, 2017) y el Servicio Forestal de Estados Unidos de América del Norte [USDA] (2011), salvo excepciones (Costanza, 2012). La exposición crónica o eventual a uno o más agentes de daño puede alterar la fisiología de especies leñosas (Chelli-Chaabouni, 2014), causar daños estructurales y estéticos (Saavedra-Romero et al., 2019) y disminuir el valor comercial del producto maderable. Pese a ello, el impacto de los daños en especies arbóreas se debe ver desde distintas perspectivas (Dale et al., 2001), dependiendo de los servicios ecosistémicos que se vean disminuidos o acrecentados, por ejemplo, en el plano ecológico, las cavidades/pudriciones en tronco pueden ocasionar la muerte de árboles, pero al mismo tiempo, formar parte de

los servicios ecosistémicos de hábitat y soporte, es decir, son bifuncionales (Trumbore et al., 2015; Johnston y Hiron 2014). Con lo anterior en mente e interpretando a Manion (2003) y Potter et al. (2019), es necesaria una cantidad saludable de “enfermedad” para que los bosques sean sustentables y saludables, la cuestión es: ¿cuánto es saludable? En este sentido y debido al desconocimiento de umbrales, es prioritario identificar y evaluar la incidencia y severidad de los distintos agentes de perturbación, cuál es su naturaleza (cuán amenazante es) y cuál su distribución espacial, para poder informar a la sociedad y al gobierno corresponsable sobre la condición de salud del recurso forestal (Morin et al., 2016; Brandeis y Turner, 2013).

En el contexto de salud forestal, identificar los síntomas de precaria salud, separar las causas y monitorear tendencias es esencial; sin embargo, definir la interfase entre “normal” y “demasiado”, es difícil, por lo cual se requiere de estudios periódicos para recopilar información y establecer límites (Sudgen et al., 2015; Trumbore et al., 2015; Ramsfield et al., 2016). En torno a ello, desde hace más de 30 años, distintos programas de monitoreo permanentes realizan investigación respecto a la identificación y evaluación de los agentes de daño en bosques templados, boreales y subtropicales del mundo (Putri et al., 2020; Morin et al., 2016; Brandeis y Turner, 2013), en este sentido, el Programa de Monitoreo de Salud, del Servicio Forestal de América del Norte recopila información sobre los tipos de daño que afectan sus bosques, su frecuencia e intensidad. Actualmente, existe una crisis nacional por la muerte de miles de árboles de la icónica especie *Metrosideros polymorpha* en la Isla Grande de Hawaii, causada por *Ceratocystis lukuohia* y *C. buliobia* I. Barnes, T.C. Harrin., & L.M. Keith, lo que ha generado alarma en esa región (Barnes et al., 2018). En Europa, el Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y Monitoreo de los Efectos de la Contaminación en los Bosques (ICP Forest) publica anualmente un informe sobre el impacto que tienen sobre sus bosques los agentes naturales y antropogénicos, destacando los daños de varias familias de insectos (Michel et al., 2020).



De acuerdo con Tkacz et al. (2013), la salud forestal y la sostenibilidad de los bosques se han evaluado y monitoreado periódicamente en distintos contextos. En 2008, teniendo como marco de referencia la necesidad de conocer el estado de salud del recurso forestal de México, la Gerencia de Sanidad y el Infys se dieron a la tarea de planear e impulsar el establecimiento de la Fase de Monitoreo de la Salud Forestal. La puesta en marcha del proyecto fue aprobada dentro de la Agenda de Colaboración Trilateral del Grupo de Trabajo de Insectos, Enfermedades y Plantas Invasoras de la Comisión Forestal de América del Norte (Cofan), y se concretó en la Remedición 2012 en 3305 conglomerados, cuyo propósito fue determinar el estado de salud actual de bosques y selvas de México (Alvarado-Rosales et al., 2021). Por vez primera se midieron dos indicadores de salud forestal: la condición de copa y los daños al arbolado.

OBJETIVOS

Con base en lo anteriormente expuesto, el objetivo del presente estudio fue analizar los datos generados por el Infys para el indicador *Daños al arbolado* e identificar los tipos de daño y su frecuencia, en árboles de bosques templados y selvas de México durante el periodo 2012 a 2016.

MATERIALES Y MÉTODOS

La información analizada en el presente estudio procede de las remediciones realizadas por el Infys, para el indicador de Salud denominado *Daños al arbolado*, durante el quinquenio 2012-2016. El levantamiento de la información se realizó con base en el protocolo del Programa de Inventario y Análisis Forestal (FIA), de Estados Unidos de América del Norte (Morin et al., 2016; Conkling et al., 2005).

Diseño de muestreo

El levantamiento de datos para el indicador mencionado se realizó a través de un muestreo sistemático estratificado en las áreas boscosas y selváticas de México, las cuales fueron divididas en paneles cuadrangulares de $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$. La unidad de muestreo utilizada fue el conglomerado,

integrado por cuatro sitios de 400 m^2 ($r = 11,28 \text{ m}$), en un arreglo de “Y” invertida y azimut de 0° , 120° y 240° con respecto al sitio central. En el caso de bosques templados, los sitios fueron circulares y, en el caso de selvas cálidasecas y cálido-húmedas, rectangulares (Infys, 2012). La toma de datos se aplicó únicamente al estrato arbóreo con diámetro normal $\geq 7,5 \text{ cm}$ medido a $1,3 \text{ m}$ sobre el nivel del suelo (Schomaker et al., 2007).

Medición del Indicador *Daños al arbolado*

Con base en el protocolo del indicador mencionado, las brigadas del Infys, previamente capacitadas, registraron en cada sitio y por árbol, dos daños (Daño 1 y Daño 2) y la ubicación de cada uno de ellos. Para ello, cada árbol se examinó visualmente hasta obtener su vista completa, en orden ascendente de evaluación: raíz y cuello de la raíz, tronco, ramas y follaje. Se tomaron en cuenta solo los daños que pudieran afectar el crecimiento y potencial reproductivo de los árboles, así como aquellos con el potencial de aumentar la probabilidad de muerte o caída prematura (Coulston et al., 2005; Saavedra-Romero et al., 2019; 2021); debido a ello, se estableció un umbral de 20% para registrar cada tipo de daño. Para facilitar el levantamiento de la información de campo, y con base en el formato de campo del FIA, se diseñó una guía de campo para las condiciones de México, donde se integraron códigos de entrada para cada agente de daño y sus severidades respectivas, solo en el caso de muérdagos enanos y verdaderos (Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2021; Saavedra-Romero et al., 2021). Los datos se analizaron con estadística descriptiva empleando el programa Infostat versión 2017 (Di Rienzo et al., 2017).

RESULTADOS

La base de datos analizada, correspondiente a las cinco remediciones realizadas por el Infys (2012 a 2016), comprendió 8351 conglomerados y 500 446 árboles (Fig. 1a). Las angiospermas ocuparon 86,8% de los registros y 13,2% las coníferas. El número de árboles incluidos en cada remoción presentó una clara disminución, de 250 489

individuos en 2012, a 14 798 para 2016, esto debido al control de calidad de datos realizado. El número de géneros arbóreos también fue variable, con 412 en 2012 y solo 219

para 2016. Para el quinquenio analizado, 142 980 árboles (28,6%) presentaron algún tipo de daño, en el resto, no hubo (Fig. 1b).

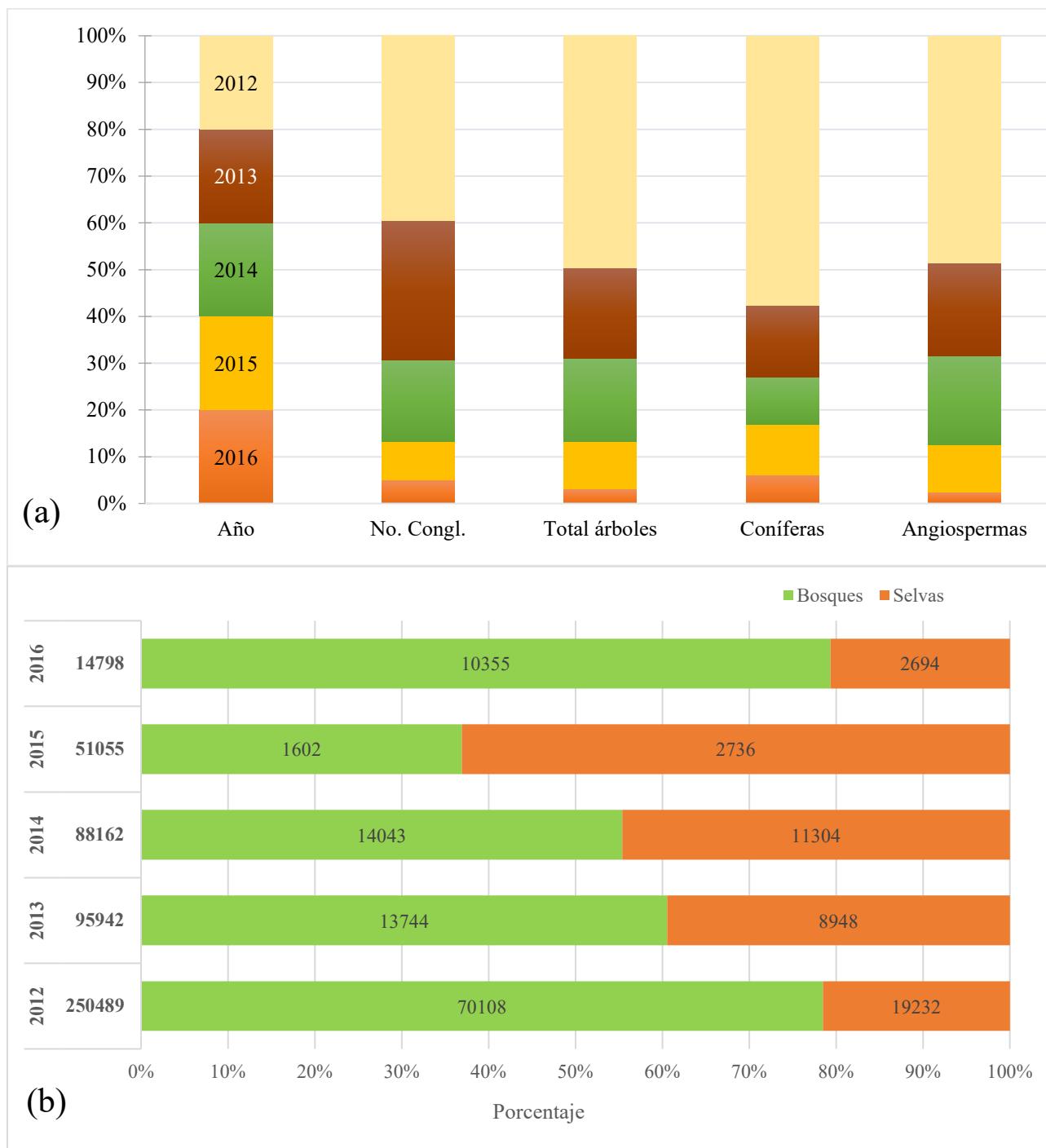


FIGURA 1. (a) Progreso de evaluación de conglomerados, árboles totales y por grupo. (b) Total de árboles evaluados y porcentaje de árboles dañados en bosques y selvas de México durante el periodo 2012-2016 de acuerdo con los datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.



En 2012, año en el que por primera vez se implementó la medición del indicador *Daños al arbolado*, 35.6% de los árboles presentaron daño, mientras que en 2016 (última remoción), fue de 88.2% (Fig. 1b). El porcentaje de árboles con daño en bosques fue de 27,9% en 2012 y de 69,9% en 2016, mientras que en selvas fue de 7,7% en 2012 y de 18,2% en 2016 (Fig. 1b).

Se identificaron 34 agentes dañinos (Fig. 2), destacando los daños por fuego con 24,8%; por viento 16,3%; por agente desconocido 14,1%; por *Tillandsia* spp. 11,4%; por insectos defoliadores 7,53%; por sequía 5,40% y por parásitas y epífitas (como categoría general) 3,7%. Otros

agentes de daño en menor número fueron los muérdagos, *Arceuthobium* spp. y *Struthanthus* spp., entre otros (Fig. 2).

El análisis mostró que el daño por incendios fue el denominador común durante 2012 (Fig. 3) y 2013 (Fig. 4), afectando 29 237 individuos, mientras que por viento fue evidente de 2013 a 2016, afectando 23 084 árboles (Fig. 3, 4, 5, 6, 7). El rubro *agente desconocido* se detectó en 19 747 árboles entre 2012 y 2014 (Fig. 3, 4, 5). El daño por insectos defoliadores e insectos en general se registró en 14 832 árboles de 2012 a 2015, los daños por sequía en 7607 y por la epífita *Tillandsia* spp. en 15 934 (Fig. 3, 4, 5, 7).

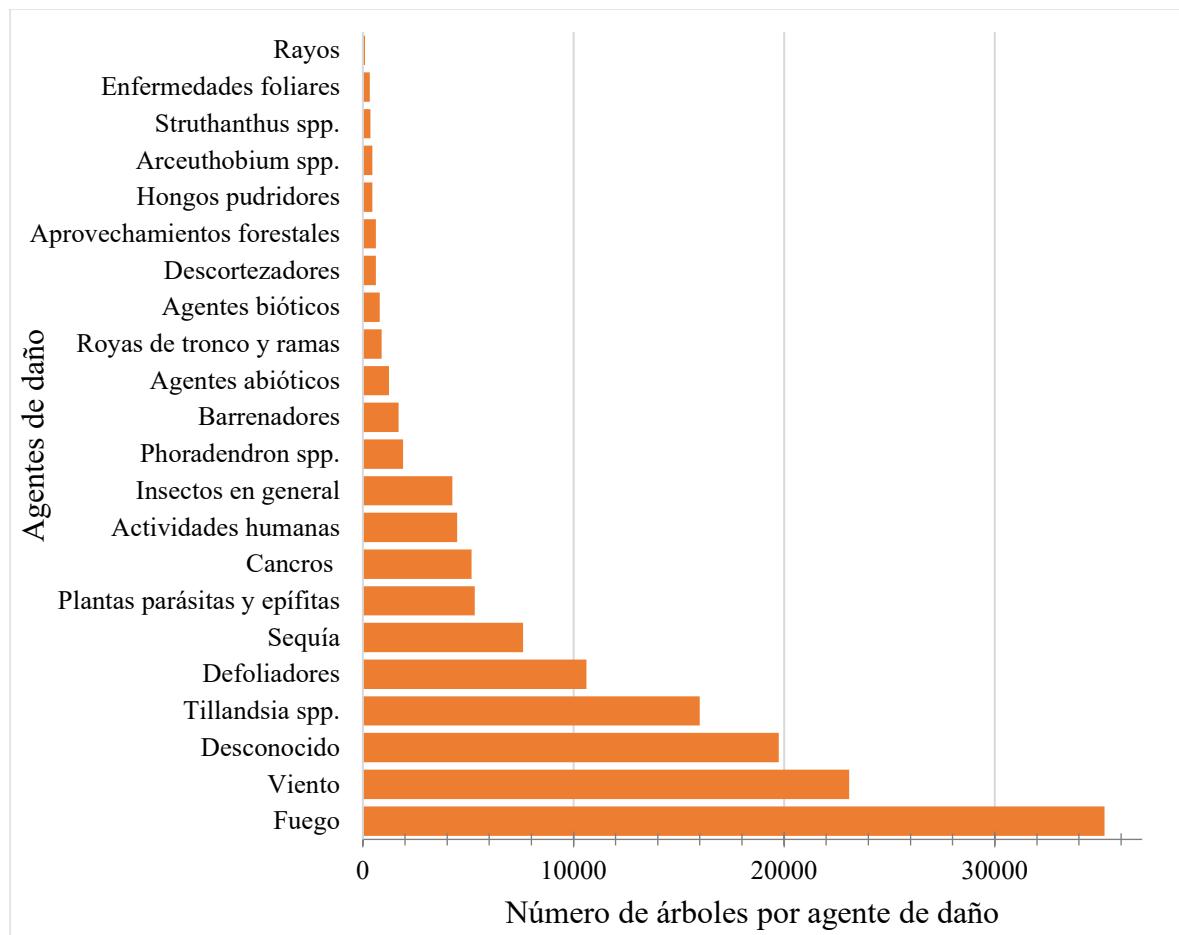


FIGURA 2. Agentes de daño identificados en árboles de bosques templados y selvas de México, durante el quinquenio 2012 a 2016.

Se muestran los agentes que afectaron $n \geq 100$ árboles.

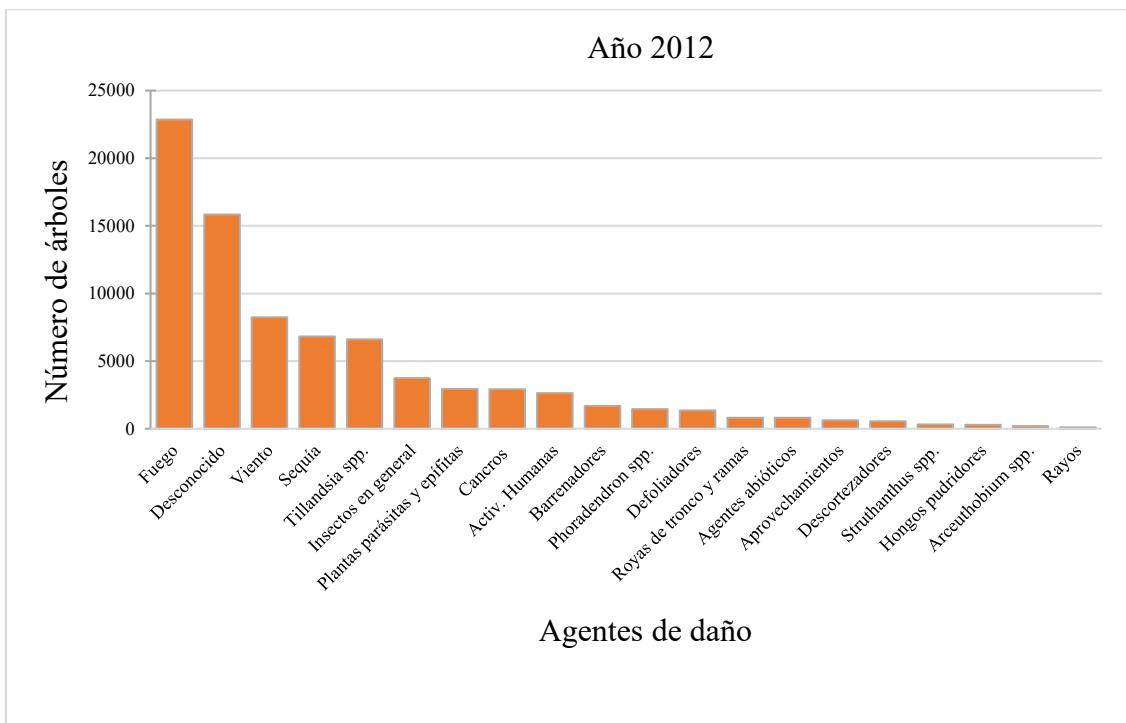


FIGURA 3. Frecuencia de agentes de daño en bosques templados y selvas de México ($n \geq 100$ árboles) en el año 2012.
Datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.

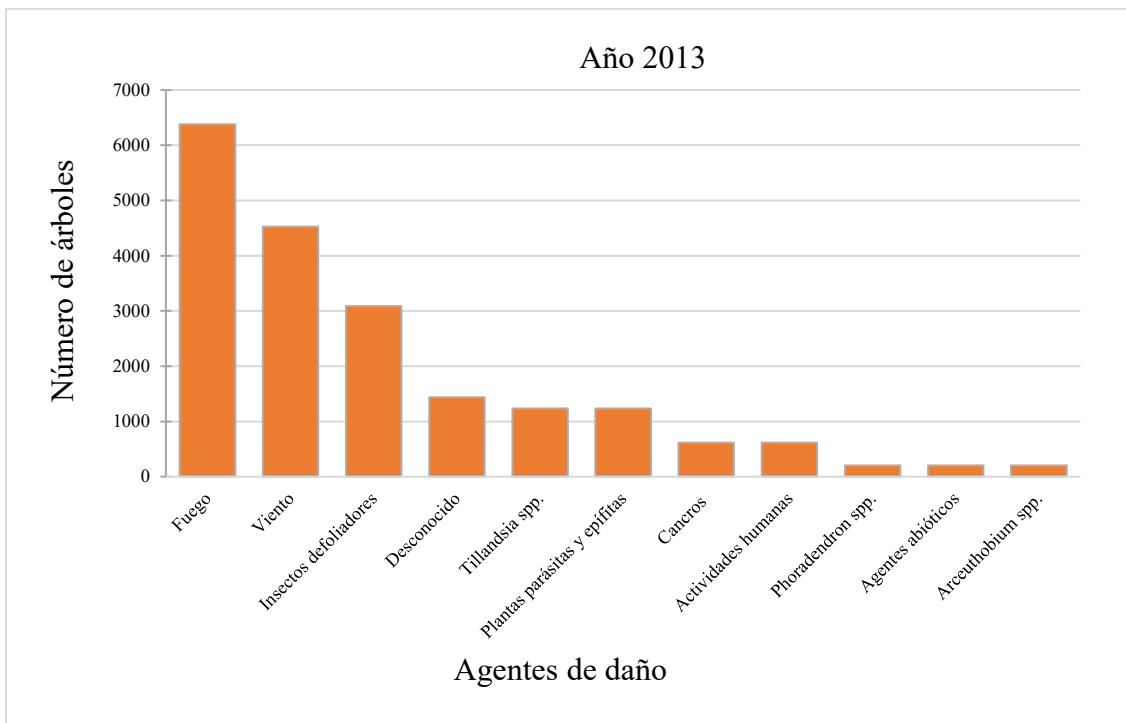


FIGURA 4. Frecuencia de agentes de daño en bosques templados y selvas de México ($n \geq 100$ árboles) en el año 2013.
Datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.

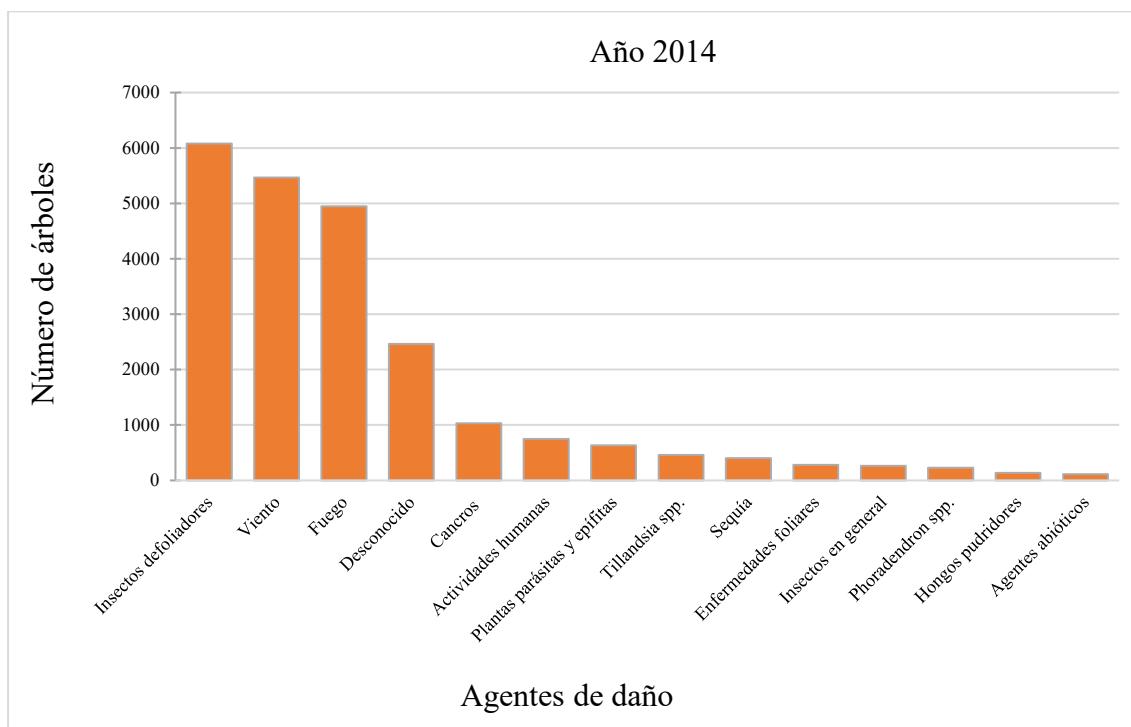


FIGURA 5. Frecuencia de agentes de daño en bosques templados y selvas de México ($n \geq 100$ árboles) en el año 2014.

Datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.

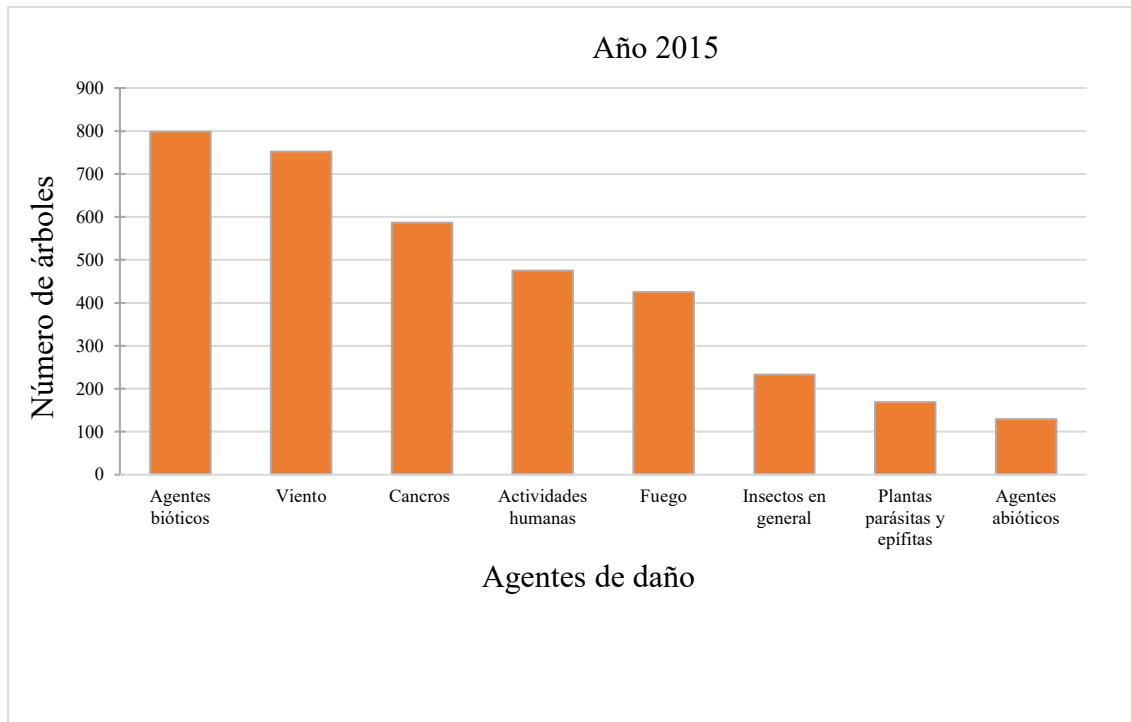


FIGURA 6. Frecuencia de agentes de daño en bosques templados y selvas de México ($n \geq 100$ árboles) en el año 2015.

Datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.

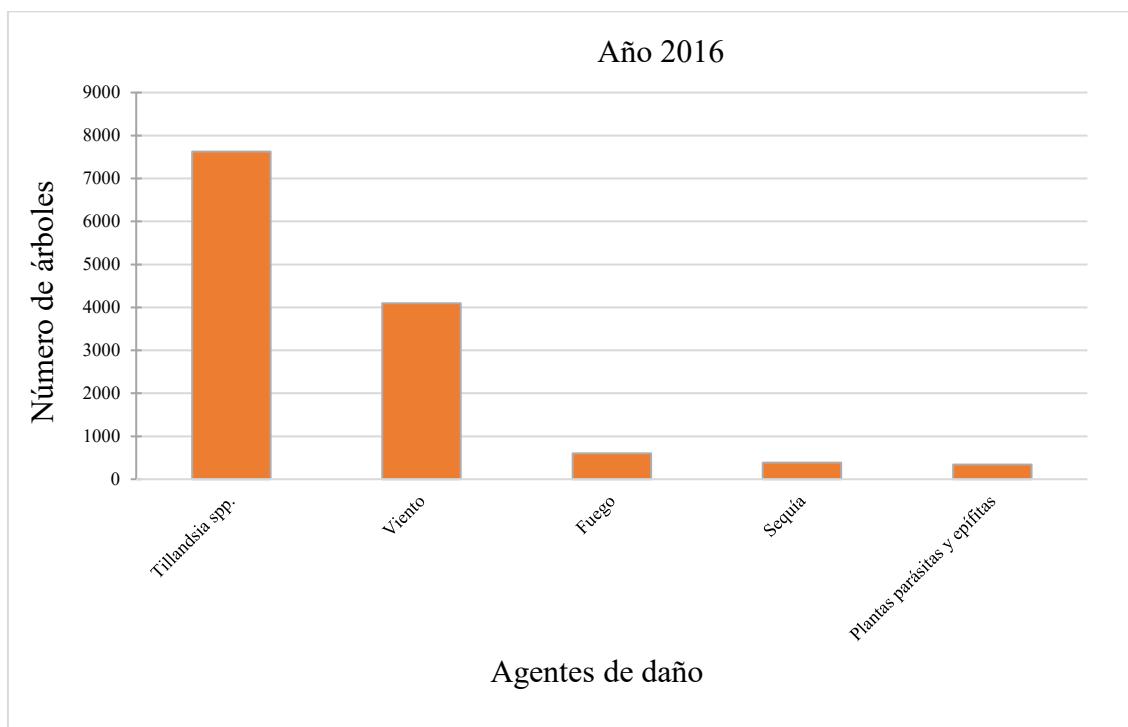


FIGURA 7. Frecuencia de agentes de daño en bosques templados y selvas de México ($n \geq 100$ árboles) en el año 2016.

Datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.

Seis géneros arbóreos presentaron las mayores incidencias de daños: 54,6% en *Alnus* spp., 50,4% en *Quercus* spp., 46,6% en *Arbutus*, 41.5% en *Pinus* spp., 31% en *Juniperus* spp. y 25,5% en *Acacia* spp. (Fig. 8a), con agentes de daño comunes (Fig. 8b). Destacaron, para el caso de selvas, los géneros *Lysiloma* spp. y *Bursera* spp. (Fig. 8b), entre los más afectados.

Por entidad federativa, Oaxaca tuvo el mayor número de árboles dañados (9302 árboles), seguido por Campeche, Durango, Guerrero y Chihuahua con más de 3000 árboles. Cabe destacar, que 83,5% de los árboles presentaron siete agentes de daño en común (Fig. 9).

DISCUSIÓN

Diversos agentes de daño influyen en crecimiento, desarrollo, estructura poblacional y condición de salud de los macizos forestales del mundo; todas las especies crecen y evolucionan bajo su influencia (Michel et al., 2020; Paine et al., 1998). La presencia esporádica o constante de uno o más agentes dañinos puede ocasionar distintos grados de

impacto cuando exceden, solos o en conjunto, su nivel normal (Morin et al., 2017, 2016; Trumbore et al., 2015). La cuestión es ¿Cuánto es suficiente? ¿Qué superficie afectada se puede tolerar? ¿Cuál es el umbral de severidad? De acuerdo con Manion (2003) y Potter et al. (2019), es indispensable cierta “cantidad saludable de enfermedad” para mantener una estructura poblacional saludable sin afectar la dinámica natural del bosque. En este sentido, para preservar el recurso y sus servicios ecosistémicos derivados, es vital identificar todos y cada uno de los agentes de daño en activo; reconocer sus patrones y posibles tendencias (Putri et al., 2020; Grossman et al., 2018). Hasta 2001, existía poca información sobre la frecuencia, intensidad y distribución espacial de algunas perturbaciones (o agentes de daño) y sus impactos sobre el recurso forestal, no obstante, a la fecha, el ICP Forest (programa europeo) y el FIA (programa estadounidense) publican anualmente estadísticas de los agentes de daño que afectan sus áreas boscosas (Michel et al., 2020; Potter et al., 2020). En esta línea, México tiene mucho por



estudiar. Con base en el presente análisis de daños registrados en bosques y selvas, se observó una mayor incidencia en los primeros (Fig. 1b). Se identificaron 34 agentes de daño en diversos géneros arbóreos (Fig. 2), destacando los ocasionados por fuego, viento, insectos defoliadores (+ insectos en general), sequía, la epífita *Tillandsia* sp. y de origen desconocido, entre otros (Fig. 3, 4, 5, 6, 7).

A escala mundial, México es reconocido por ostentar una extraordinaria diversidad biológica: 109 especies endémicas de encinos (Valencia, 2004) y 46 especies de pino

(Sánchez-González, 2008); desafortunadamente, en el presente análisis se encontró que los géneros *Alnus*, *Quercus* y *Pinus* presentaron la mayor incidencia de daños (Fig. 8a), lo cual es preocupante, seguidos de *Arbutus*, *Juniperus* y *Acacia*. Sin embargo, falta aún identificar las especies de insectos y los factores que están favoreciendo su presencia, cuántas especies de *Tillandsia* están presentes en los sitios evaluados y sus niveles de infestación, e identificar a los agentes desconocidos que están afectando a estos géneros arbóreos.

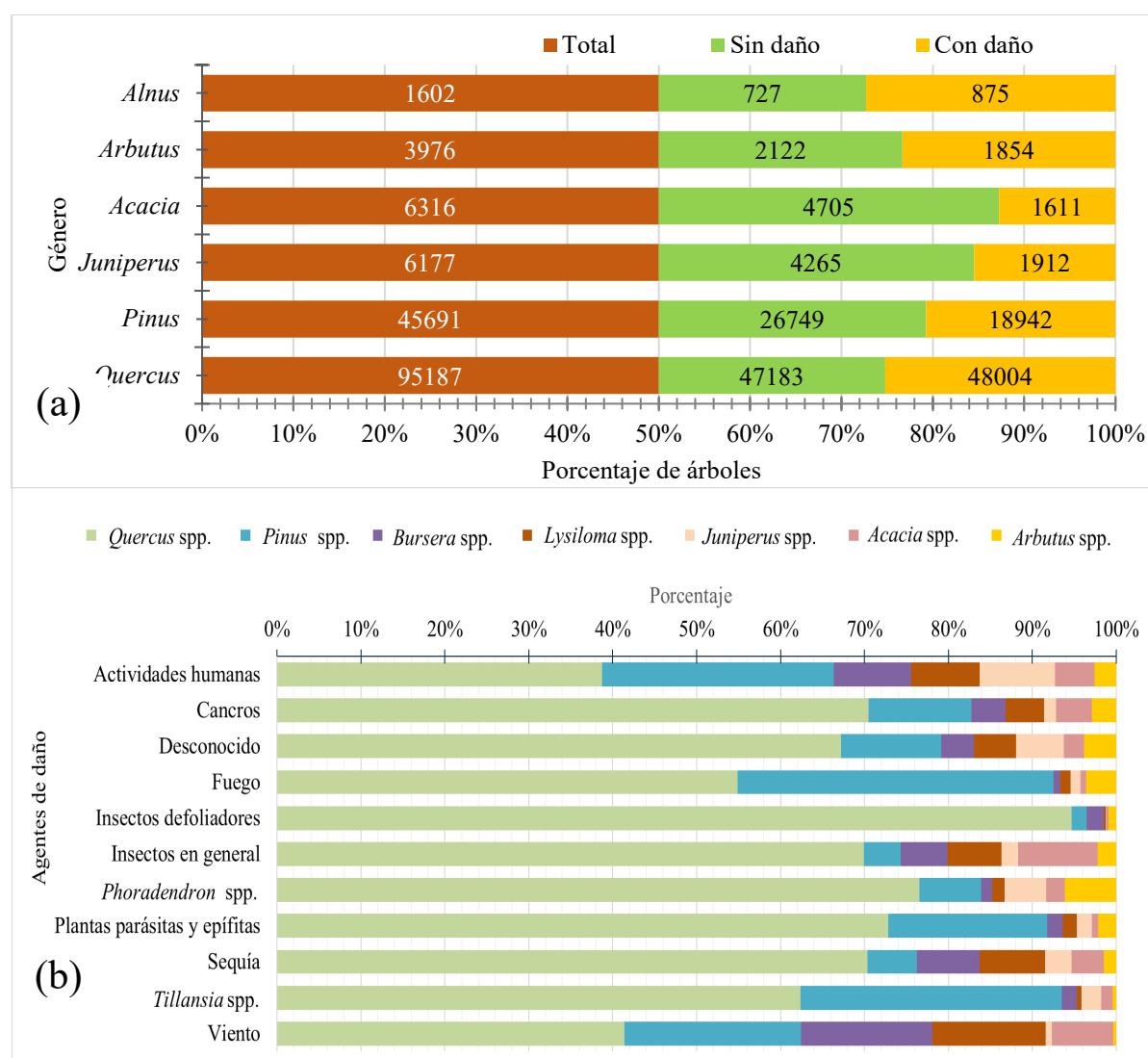


FIGURA 8. (a) Géneros arbóreos con daño en más del 25% de sus registros, (b) Agentes de daño comunes y porcentaje de árboles con daño de 2012 a 2016.

Datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.

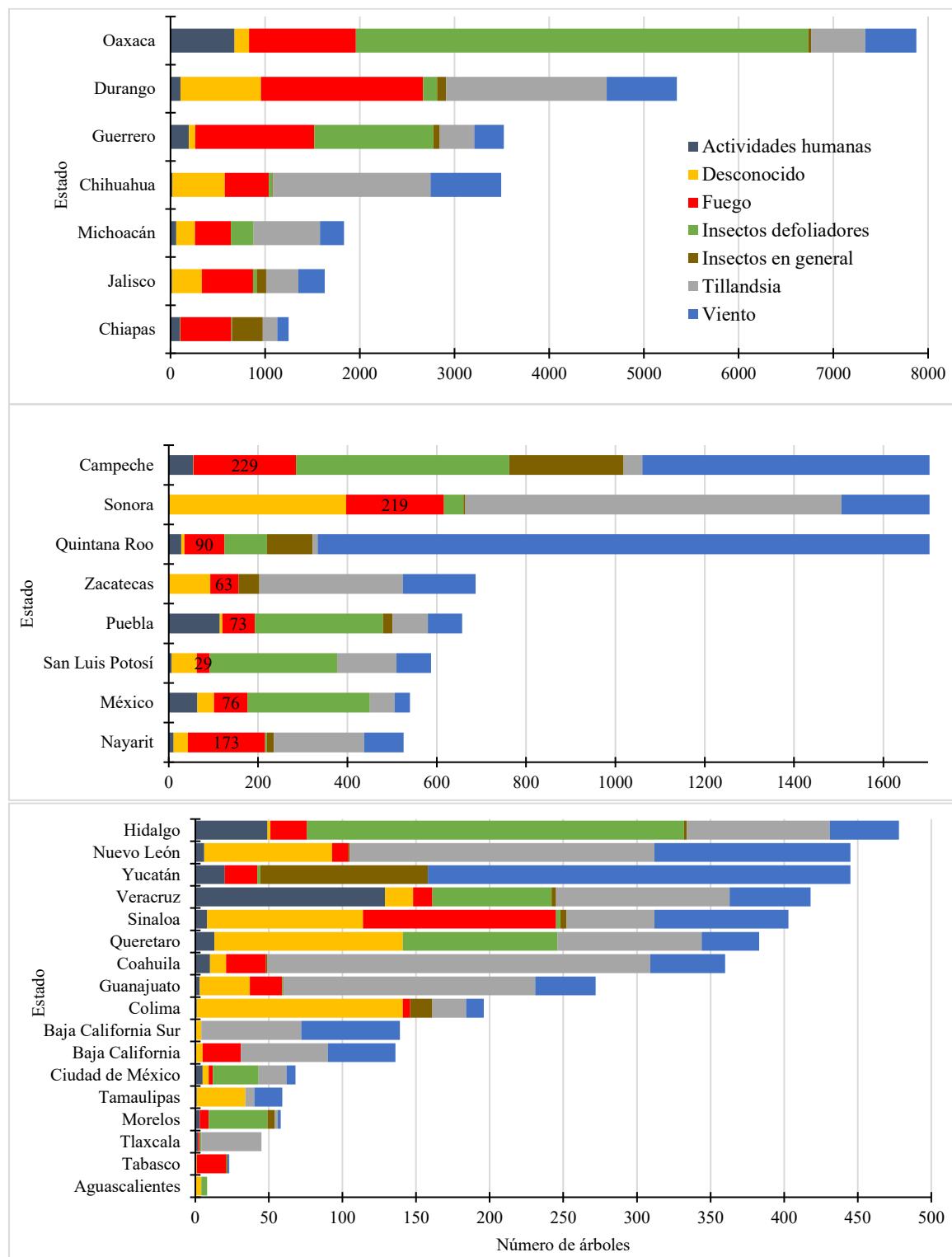


FIGURA 9. Agentes de daño comunes en bosques templados y selvas de las 32 entidades federativas de México, con base en los datos del Infys 2012-2016.



Bajo el prevalente escenario de cambio climático, Dale et al. (2001) mencionan que es preciso realizar mayor investigación sobre los principales insectos (defoliadores, barrenadores, chupadores, etc.), que probablemente serán los agentes de perturbación clave en los bosques durante los próximos 40 años. En esta línea de investigación, Estados Unidos de América está a la vanguardia. Hasta 2016, las estadísticas mencionaban que entre los defoliadores de mayor impacto en la salud forestal se encontraba *Malacosoma distria* Hübner en álamo temblón (*Populus tremuloides* Michx), *Lymantria dispar* Linnaeus en *Quercus*, y *Choristoneura fumiferana* Clemens en *Picea glauca* Moench Voss y *Abies balsamea* (L.) Mill (Potter et al., 2019, Kolb et al., 2016; USDA, 2011). En Europa, los insectos también son la principal causa de daño, ocasionando 38.9% de las afectaciones en *Quercus* spp., lo que coincide con este estudio (Fig. 8a), y 37.5% en *Fagus sylvatica* L. (Michel et al., 2020). En México, aunque los inventarios son limitados, la revisión de Sosa-Díaz et al. (2018) concluye que cerca de 31 millones de hectáreas de tierras forestales en Durango, Oaxaca, Guerrero, Chihuahua, Michoacán y Chiapas reúnen condiciones climáticas favorables para el ataque de defoliadores, entre ellos, *Zadiprion*, *Monocetus* y *Neodiprion*, que causan severas defoliaciones y retrasan el crecimiento de varias especies de Pinaceae y Cupressaceae. De acuerdo con el presente análisis, en otros estados, como San Luis Potosí, Puebla, Hidalgo, Veracruz y Querétaro, los defoliadores también afectan un número considerable de árboles. Cabe mencionar que, aunque los brotes de defoliadores se pueden calificar como indicadores de condiciones forestales no óptimas, su sola presencia no se debe ver como causal de una deficiente salud forestal (Ostry y Laflamme, 2009).

Otra de las perturbaciones más frecuentes que afectan las áreas boscosas son los incendios (Jaksic y Fariña, 2015), siendo su combate el tradicional enfoque de protección forestal (Macías-Sámano, 2018). La intensa lucha por regular y suprimir los daños ocasionados por el fuego ha provocado la acumulación de enormes cantidades de residuos leñosos en el piso forestal, debido a lo cual, los incendios cada vez son más devastadores y

de mayor duración, no solo en México, sino en otras partes del planeta (Pyne, 2010; Linton, 2004). Como agente de daño, el fuego, y el viento, se clasifican entre los más catastróficos. El primero tiene una influencia enorme sobre el desarrollo y el manejo de muchos bosques del mundo, incluso, algunos ecosistemas forestales han evolucionado en respuesta a incendios frecuentes, mientras que otros, permanecen en su estado natural (Trumbore et al., 2015; Moore y Allard, 2011). Del tiempo y del clima depende la frecuencia, la intensidad, el tamaño y el tipo de incendio (Dale et al., 2001). En 2010, ocurrieron más de 32 mil incendios en la Federación Rusa con una pérdida estimada en 2.3 millones de hectáreas de bosques mixtos y de coníferas. Según Williams et al. (2011), los largos períodos de sequía preparan el escenario y, con la indiferencia humana, se han favorecido los mega-incendios registrados, especialmente en Brasil, Grecia, Botswana, Australia e Israel (en los años 1997, 2007, 2008, 2009 y 2010, respectivamente).

En México, muchos ecosistemas están adaptados a diferentes frecuencias e intensidades de incendios, como algunos bosques de pino en las cadenas montañosas del este, oeste, centro y sur del país, también, diversos encinares (Rodríguez-Trejo, 2000). De acuerdo con el Dr. Magaña-Rueda (2020), del Instituto de Geografía de la UNAM, los incendios no son espontáneos, estos son consecuencia de un mal manejo del fuego y del recurso; también menciona que la sequía meteorológica, las altas temperaturas y el estrés hídrico que sufre la vegetación explican en parte los incendios forestales, pero no su frecuencia y afectación. Con base en el presente análisis de los datos del Infys, la mayor frecuencia de árboles dañados por fuego fue registrada en Chihuahua, Durango, Guerrero, Jalisco, Michoacán y Oaxaca (Fig. 9). Esto concuerda con las estadísticas del Infys 2004-2009 y con Rodríguez-Trejo (2007) y se atribuye a los constantes incendios que se registran anualmente en estas áreas y al mayor número de conglomerados evaluados en los estados mencionados. Entre los principales efectos del fuego, destacan: muerte de árboles individuales, cambios en la dirección de la sucesión, pérdida de bancos de semillas y cambios en las capas

orgánicas del suelo superficial; también contribuyen a mantener la biodiversidad, a inducir la germinación de semillas y a crear ambientes favorables, como refugio y alimento para la fauna silvestre (Rodríguez-Trejo, 2000). De acuerdo con el informe sobre el estado de los bosques de Australia, el fuego es una importante herramienta en el manejo forestal, ya que a través de una quema planificada es posible reducir la carga de combustibles en el piso forestal y promover, al mismo tiempo, la regeneración y salud de los macizos forestales (Australian Government, 2018).

La influencia del viento sobre el recurso forestal es compleja, sobre todo, por su presencia errática (Dale et al., 2001). Como agente de daño, el viento causa enormes pérdidas en varios países; en Japón, por ejemplo, las pérdidas no se relacionan con la frecuencia de estos eventos, sino más bien con la presencia de tifones catastróficos (Kamimura y Shiraishi, 2007). En Suecia, el viento ha sido el responsable de afectaciones en más de 1.2 millones de hectáreas de bosque alpino (Moore y Allard, 2011), con daños variables en magnitud, según la especie y la densidad del sitio. La gravedad del evento-viento (dirección y velocidad $> 48 \text{ km h}^{-1}$) y la cantidad de biomasa expuesta determinan también la extensión del daño (Martin y Ogden, 2006); a mayor altura del árbol, mayor susceptibilidad al impacto, y mientras más delgado el sustrato, las probabilidades de derribo son mayores (Dale et al., 2001; Alvarado-Rosales et al., 2007). Eventos intensos de viento pueden provocar mortalidad arbórea, reducir la densidad y la estructura por edades y desencadenar una regeneración avanzada, mientras que, a escala individual, causan deshidratación, ruptura, resquebrajamiento y caída de ramas, heridas, enanismo y deformaciones cuando la exposición es crónica, tal es el caso de zonas costeras, entre otras (Costello et al., 2003; Peterson y Pickett, 1995). Rodales maduros y semimaduros se catalogan como los más susceptibles (Gardiner y Quine, 2000). Según Alvarado-Rosales et al. (2007), el impacto del viento es igual en latifoliadas y coníferas, sin embargo, los resultados del presente análisis mostraron que algunas latifoliadas estuvieron entre las más susceptibles, siendo *Quercus spp.*,

Bursera spp., *Lysiloma spp.*, y *Acacia spp.* (Fig. 8b). Por entidad federativa, destacaron los efectos del viento en las regiones costeras de Campeche, Oaxaca, Guerrero, y Quintana-Roo (Fig. 9), Alvarado-Rosales et al. (2007) concuerda con ello. En términos económicos, los daños ocasionados por el viento generan gastos descomunales debido a las actividades no planeadas, entre estas, costos de tala, aclareo y extracción de madera no programada, que pueden en lo futuro, modificar los planes de manejo forestal (Zeng et al., 2004).

Es importante mencionar el porcentaje de árboles dañados por agentes desconocidos de 2012 a 2016 (Fig. 2, 8b, 9) y, aunque México no es la excepción, no deja de ser alarmante. Para Estados Unidos, Meneguzzo et al. (2018) mencionan que las causas de mortalidad arbórea en 25% de los casos de daño registrados en bosques de las llanuras del norte no pudieron ser determinados y, en Europa, la evaluación de daños en 26 países concluye que, de 103 297 árboles inventariados, en 30% los daños no pudieron ser identificados (Michel et al., 2020). La infructuosa identificación del agente o agentes causales de daño puede estar relacionada con diversos factores, entre los cuales se pueden mencionar, la naturaleza del agente, el perfil de los brigadistas (no afín a las ciencias biológicas, forestales y agrícolas), la falta de capacitación periódica de las brigadas responsables del levantamiento de datos en campo y la inadecuada época de medición. Es posible que algunos agentes de daño se hayan sobre o subestimando, por lo que es vital capacitar a las brigadas; esto contribuirá a reducir el error en la medición e interpretación de los datos.

Respecto a la participación de epífitas, el género *Tillandsia* es un componente importante de la diversidad del trópico y de los bosques templados de México (Espejo-Serna y López-Ferrari, 2018). En el presente análisis, *Tillandsia spp.* se encontró asociada a varios géneros arbóreos de bosques templados y selvas, pero su presencia fue frecuente en nueve de ellos, destacando su asociación en ocho mil árboles de *Pinus spp.* y *Quercus spp.*, durante el periodo de estudio (Fig. 8b). A escala estatal, se encontró en Oaxaca, Durango, Guerrero, Chihuahua y Sonora (Fig. 9), y su frecuencia se atribuye a su amplia distribución



altitudinal (Espejo-Serna *et al.*, 2007). Cabe mencionar que, a pesar de que *Tillandsia* spp. no establece una relación parasitaria con su hospedero, su competencia por espacio y luz es innegable y, entre sus numerosas especies, *T. recurvata* puede causar alteraciones anatómicas en xilema, floema y peridermis y la muerte de ramas y brotes de *Prosopis laevigata* (Humb. Et Bonpl. ex Willd) M.C. Johnston (Pérez-Noyola, 2015). Finalmente, cabe destacar la mínima participación de los muérdagos enanos y verdaderos, especialmente cuando *Arceuthobium* spp. y *Phoradendron* spp. han sido calificados como los principales responsables de pérdidas de madera en volumen en México, según Vázquez y Cibrián-Tovar (1996).

Es indudable que los distintos agentes de daño identificados tienen un efecto sobre la salud del recurso forestal, sin embargo, aún falta por definir en qué grado participa cada uno de ellos. De acuerdo con Trumbore et al. (2015), los agentes de perturbación operan en concierto dentro del bosque, es decir, en una sucesión continua de factores-respuesta que comprometen las defensas de los árboles, o incluso, alteran positivamente el paisaje (Jaksic y Fariña, 2015). Para México, la información derivada del uso del indicador *Daños al arbolado* pretende, en el mediano-largo plazo, determinar qué proporción de bosques y selvas pudieran estar en riesgo, y aunque hasta el momento no es posible determinar el impacto ecológico y económico de los daños registrados, se recomienda dar continuidad a la medición de este indicador de salud con el fin de observar posibles tendencias.

CONCLUSIONES

A partir de la implementación del protocolo del indicador de salud *Daños al arbolado*, por parte del Infys, se obtuvo que las coníferas conformaron 13,2% de los registros y 86,8% las latifoliadas. Se identificaron 34 agentes de daño generales y específicos, 22 de los cuales afectaron más de 100 árboles, cada uno, destacando daño por fuego (24,8%), viento (16,3%), agente desconocido (14,1%), *Tillandsia* spp. 11,4%, insectos defoliadores (7,5%), sequía (5,4%) y parásitas y epífitas (categoría general, 3,7%). Respecto a

género, el número de árboles dañados fue variable, aunque en *Alnus*, *Quercus* y *Pinus* fue mayor; el primero con 54,6% de árboles dañados por causas diversas, el segundo con 50,4% y el tercero con 41,5%. Por entidad federativa, destacaron Oaxaca, Durango, Guerrero y Chihuahua con más de 3000 árboles dañados cada uno, presentando como agentes comunes de daño a las actividades humanas, los insectos defoliadores, los insectos en general, *Tillandsia* spp. y daños por fuego, viento y sequía. Este es el primer análisis sobre los principales agentes de daño que afectan los bosques y selvas de México en el quinquenio 2012-2016.

REFERENCIAS

- Alvarado-Rosales, D., & Saavedra-Romero, L. L. (2021). Tree damage and mistletoe impact on urban green areas. *Revista Árvore*, 45, e4530. <https://doi.org/10.1590/1806-908820210000030>
- Alvarado-Rosales, D., Saavedra-Romero, L. L., Franco-Islas, Y., Villa-Castillo, J., & Quiroz-Reygadas, D. A. (2021). Condición de copa de bosques y selvas de México: Análisis 2014. *Madera y Bosques*, 27(1), e2712114. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712114>
- Alvarado-Rosales, D., Saavedra-Romero, L. L., Fenn, M., Hernández-Tejeda, T., & Cibrián-Tovar, D. (2007). Abiotic factors that causes stress and death. En D. Cibrián-Tovar, D. Alvarado-Rosales, S. E. García-Díaz (Eds.), *Forest Diseases in Mexico* (pp. 11-41). Universidad Autónoma Chapingo.
- Australian Government (2018). *Australia's State of the Forest Report 2018*. <https://www.agriculture.gov.au/abares/forestsaustralia/sofr/past-reporting/sofr-2018>
- Barnes, I., Fourie, A., Wingfield, M. J., Harrington, T. C., McNew, D. L., Sugiyama, L. S., Luiz, B. C., Heller, W. P., & Keith, L. M. (2018). New *Ceratocystis* species associated with rapid death of *Metrosideros polymorpha* in Hawai'i. *Persoonia*, 40, 154-181. <https://doi.org/10.3767/persoonia.2018.40.07>
- Brandeis, T. J., & Turner, J. A. (2013). Puerto Rico's forests, 2009. *Resour. Bull. SRS-RB-191*. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station. https://www.srs.fs.fed.us/pubs/rb/rb_srs191.pdf
- Chelli-Chaabouni, A. (2014). Mechanisms and adaptation of plants to environmental stress: A case of woody species. En P. Ahmad, M. R. Wani (Eds.), *Physiological mechanisms and adaptation strategies in plants under changing environment*. Vol. 1. Springer.

- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2019). *Estado que guarda el sector forestal en México*. Secretaría del Medio Ambiente y Conafor.
- Conkling, B. L., Coulston, J. W., & Ambrose, M. J. (2005). *Forest Health Monitoring: 2001 National Technical Report*. Gen. Tech. Rep. SRS-84, <https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/20552>
- Costanza, R. (2012). Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45, 24-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.023>
- Costello, L. R., Perry, E. J., Matheny, N. P., Henry, J. M., & Geisel, P. M. (2003). *Abiotic disorders of landscape plants. A diagnostic guide*. University of California.
- Coulston, J. E., Ambrose, M. J., Riitters, K. H., & Conkling, B. L. (2005). *Forest health monitoring: 2002 National Technical Report*. Gen. Tech. Rep. SRS-84, <https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/21089>
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, D., Swanson, F. J., Stocks, B. J., & Wotton, B. M. (2001). Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51(9), 723-734. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- Di Renzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini M. G., Tablada, M., & Robledo, C.W. (2017). *Infostat*. Universidad Nacional de Córdoba Argentina.
- Espejo-Serna, A., & López-Ferrari, A. R. (2018). La familia Bromeliaceae en México. *Botanical Sciences*, 96(3), 533-554. <https://doi.org/10.17129/botsci.1918>
- Espejo-Serna, A., López-Ferrari, A. R., Martínez-Correa, N., & Pulido-Esparza, V. A. (2007). Bromeliad flora of Oaxaca, Mexico: Richness and distribution. *Acta Botanica Mexicana*, 81, 71-147. <https://doi.org/10.21829/abm81.2007.1052>
- Gardiner, B. A., & Quine, C. P. (2000). Management of forests to reduce the risk of abiotic damage - a review with particular reference to the effects of strong winds. *Forest Ecology and Management*, 135, 261-277. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00285-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00285-1)
- Grossman, J. J., Vanhelmont, M., Barsoum, N., Bauhus, J., Bruehlheide, H., Castagnyrol, B., Cavender-Bares, J., & Eisenhauer, N. (2018). Synthesis and future research directions linking tree diversity to growth, survival, and damage in a global network of tree diversity experiments. *Environmental and Experimental Botany*, 152, 68-89. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.12.015>
- Inventario Nacional Forestal y de Suelos [Infys] (2012). *Informe de resultados 2004-2009*. Comisión Nacional Forestal, México.
- Jaksic, F. M., & Fariña, J. M. (2015). Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto. *Anales Instituto Patagonia*, 43(1), 23-34. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100003>
- Johnston, M., & Hirons, A. (2014). Urban Trees. En G. R. Dixon, & D. E. Aldous (Eds.), *Horticulture: Plants for People and Places* (pp. 693-711). Springer.
- Kamimura, K., & Shiraishi, N. (2007). A review of strategies for wind damage assessment in Japanese forests. *Journal of Forest Research*, 12, 162-176. <https://doi.org/10.1007/s10310-007-0005-0>
- Kolb, T. E., Fettig, C. J., Bentz, B. J., Stewart, J. E., Weed, A. S., Hicke, J. A., & Ayres, M. P. (2016). Forest insect and fungal pathogen responses to drought. En J. M. Vose, J. S. Clark, C. H. Luce, & T. Patel-Weynand (Eds.), *Effects of drought on forests and rangelands in the United States: a comprehensive science synthesis* (pp. 113-133). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington Office. https://www.fs.usda.gov/rm/pubs_journal/2016/rmrs_2016_kolb_t002.pdf
- Linton, J. V. (2004). Wildfires: issues and consequences. Nova Science Publishers, Inc.
- Llorente-Bousquets, J., & Ocegueda, S. (2008). Estado del conocimiento de la biota. En J. Soberón, G. Halffter, J. Llorente-Bousquets (Comps.), *Capital Natural de México*. Vol. 1. (pp. 283-322). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.. <https://www.researchgate.net/publication/284222422>
- Macías-Sámano, J. (2018). Salud o sanidad forestal: manejo de ecosistemas y biodiversidad. <https://es.linkedin.com/pulse/salud-o-sanidad-forestal-manejo-de-ecosistemas-y-macias-samano>
- Magaña-Rueda, V. (2020). *Mal manejo del fuego y de los recursos naturales originan incendios forestales*. Boletín Dirección General de Comunicación Social. UNAM-DGCS-038. https://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2020_038.html
- Manion, P. D. (2003). Evolution of concepts in forest pathology. *Phytopathology*, 93(8), 1052-1055. <https://doi.org/10.1094/PHYTO.2003.93.8.1052>
- Martin, T. J., & Ogden, J. (2006). Wind damage and response in New Zealand forest: a review. *New Zealand Journal of Ecology*, 30(3), 295-310. <https://www.researchgate.net/publication/255420925>
- Meneguzzo, D. M., Haugen, D. E., Walters, B. F., Butler, B. J., Crocker, S. J., Kurtz, C. M., Morin, R. S., Nelson, M. D., Piva, R. J., & Smith, J. E. (2018). *Northern Great Plains Forests 2015*. Resour. Bull. NRS-116, USDA, Forest Service. https://www.fs.fed.us/nrs/pubs/rb/rb_nrs116.pdf



- Michel, A., Prescher, A. K., & Schwärzel, K. (2020). *Forest condition in Europe: The 2020 Assessment*. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention). <https://doi.org/10.3220/ICPTR1606916913000>
- Morin, R. S., Liebhold, A. M., Pugh, S. A., & Crocker, S. J. (2017). Regional assessment of emerald ash borer, *Agrilus planipennis*, impacts in forests of the Eastern United States. *Biological Invasions*, 19, 703–711. https://www.fs.fed.us/nrs/pubs/jrnls/2017/nrs_2017_morin_001.pdf
- Morin, R. S., Pugh, S. A., & Steinman, J. (2016). *Mapping the occurrence of tree damage in the forests of the northern United States*. Gen. Tech. Rep. NRS-GTR-162. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/52027>
- Moore, B., & Allard, G. (2011). *Abiotic disturbances and their influence on forest health*. Forest health and biosecurity working paper FBS/35E. FAO. <http://www.fao.org/3/am664e/am664e00.pdf>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] (2021). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca9825es>
- Ostry, M. E., & Laflamme, G. (2009). Fungi and diseases –natural components of healthy forests. *Botany*, 87, 22–25. <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/34491>
- Paine, R. T., Tegner, M. J., & Johnson, E. A. (1998). Compounded perturbation yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1, 535–545.
- Pérez-Noyola, F. J. (2015). *Tillandsia recurvata* como parásita estructural de *Prosopis laevigata*: evidencia experimental en el sur del Desierto Chihuahuense [Tesis de Maestría, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica]. <https://repositorio.ipicyt.edu.mx/handle/11627/4037>
- Peterson, C. J., & Pickett, S. T. (1995). Forest reorganization: A case study in an oldgrowth forest catastrophic blowdown. *Ecology*, 76, 763–774.
- Potter, K. M., Escanferla, M. E., Jetton, R. M., & Man, G. (2019). Important insect and disease threats to United States tree species and geographic patterns of their potential impact. *Forest*, 10, 304. <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/4/304>
- Potter, K. M., Canavin, J. C., & Koch, F. H. (2020). A Forest health retrospective: national and regional results from 20 years of insect and disease survey data. En K. M. Potter, B. L. Conkling (Eds.), *Forest health monitoring: national status, trends, and analysis 2019*. (pp. 189). <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/60386>
- Putri, K. P., Yulianti, B., & Zanzibar, M. (2020). Level of damage on sengon stand based on tree vitality indicators at sengon community forest in Serang District, Banten Province. *Earth Environment Science*, 533, 012039. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/533/1/012039>
- Pyne, S. J. (2010). America's fires: a historical context for policy and practice. *Forest History Society*. <https://foresthistoryst.org/issues/americas-fires-historical-context-policy-practice/>
- Ramsfield, T. D., Bentz, B. J., Faccoli, M., Jactel, H., & Brockerhoff, E. G. (2016). Forest health in a changig world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. *Forestry*, 89, 245–252. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw018>
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2007). Factores de predisposición: Fuego. En D. Cibrián-Tovar, D. Alvarado-Rosales, & S. E. García-Díaz (Eds.), *Forest diseases in Mexico* (pp. 42-50). Universidad Autónoma Chapingo.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2000). Propuesta de manejo del fuego. En D. A. Rodríguez-Trejo, M. Rodríguez-Aguilar, F. Fernández-Sánchez, & S. J. Pyne (Eds.), *Educación e Incendios Forestales* (pp. 189-194). <https://gfmc.online/wp-content/uploads/PROPUESTA-MANEJO-FUEGO-Dante.pdf>
- Saavedra-Romero, L. L., Martínez-Trinidad, T., Alvarado-Rosales, D., Hernández-de la Rosa, P., & Villa-Castillo, J. (2021). Damaging agents and tree's health condition in an urban forest. *Open Journal of Forestry*, 11, 238–253. <https://doi.org/10.4236/ojf.2021.113016>
- Saavedra-Romero, L. L., Alvarado-Rosales, D., Martínez-Trinidad, T., & Hernández-de la Rosa, P. (2019). Identification of defects and risks in trees of San Juan de Aragon Forest, Mexico City. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 25(1), 31-47. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2018.06.049>
- Sánchez-González, A. (2008). Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques*, 14(1), 107–120. <https://doi.org/10.21829/myb.2008.1411222>
- Schomaker, M. E., Zarnoch, S. J., Bechtold, W. A., Latelle, D. J., Burkman, W. G., & Cox, S. J. (2007). *Crown-condition classification: a guide to data collection and analysis*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Sosa-Díaz, L., Méndez-González, J., García-Aranda, G., Cambrón-Sandoval, V. H., Villarreal-Quintanilla, J. A., & Ruiz-González, G. G. (2018). Distribución potencial de barrenadores, defoliadores, descortezaadores y muérdagos en bosques de coníferas de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 187-2028. <https://cienciasforestales.inifap.gob.mx/index.php/forestales/article/view/159>

- Sudgen, A., Fahrenkamp-Uppenbrink, J., Malakoff, D., & Vignieri, S. (2015). Forest health in a changing world. *Science*, 349(6250), 800-801. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26293948/>
- Tkacz, B., Riitters, K., & Percy, K.E. (2013). Forest monitoring methods in the United States and Canada: an overview. *Developments in Environmental Science*, 12. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-098222-9.00004-2>
- Toronto's Forest Health Threats (2017). *Forest health care fact sheet*. Toronto. Parks, Forestry and Recreation. https://www.toronto.ca/wp-content/uploads/2017/10/88df-forest_health_care_plan-2016-2026.pdf
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814-818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- United States Department of Agriculture [USDA] (2011). *Major forest insect and disease condition in the United States: 2011*. USDA Forest Service FS-1000. https://www.fs.fed.us/foresthealth/publications/ConditionsReport_2011.pdf
- Valencia, A. S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75, 33-53.
- Vázquez, C. I., & Cibrián-Tovar, J. (1996). *Guía para evaluar rodales infestados por muérdago enano Arceuthobium spp*. Agenda Técnica No. 1. INIFAP-SAGAR.
- Williams, J., Albright, D., Hoffmann, A. A., Eritsov, A., Moore, P. F., Mendes de Morais, C., Leonard, M., San Miguel-Ayanz, J., Xanthopoulos, G., & van Lierop, P. (2011). *Findings and implications from a coarse scale global assessment of recent selected mega fires*. Paper presented at the 5th International Wildland fire conference, Sun City South Africa, May 9-13. <https://www.fao.org/forestry/32063-0613ebe395f6ff02fdcd13b7749f39ea.pdf>
- Zeng, H., Peltola, H., Talkkari, A., Venäläinen, A., Strandman, H., Kellomäki, S., & Wang, K. (2004). Influence of clear-cutting on the risk of wind damage at forest edges. *Forest Ecology and Management*, 203, 77-88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.057>

Manuscrito recibido el 30 de octubre de 2023

Aceptado el 21 de mayo de 2024

Publicado el 12 de diciembre de 2024

Este documento se debe citar como:

Alvarado-Rosales, D., Saavedra-Romero, L. L., Franco-Islas, Y., Villa-Castillo, J., Quiroz-Reygadas, A. D., & Plascencia-González, A. (2024). Agentes de daño en los bosques templados y selvas de México: análisis 2012-2016. *Madera y Bosques*, 30(3), e3032618. <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3032618>



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercialCompartirIgual 4.0 Internacional.