



DOI: [10.29298/rmcf.v15i82.1419](https://doi.org/10.29298/rmcf.v15i82.1419)

Artículo de investigación

Impacto de *Ips confusus* Wood & Bright, 1992 en el incremento radial de *Pinus cembroides* Zucc.

The impact the *Ips confusus* Wood & Bright, 1992 on the radial growth of *Pinus cembroides* Zucc.

Luis Ubaldo Castruita Esparza¹, Arian Correa Díaz^{2*}, José Villanueva Díaz³,
Rosalinda Cervantes Martínez⁴, Alma Delia Ortiz Reyes²

Fecha de recepción/Reception date: 25 de agosto de 2023.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 18 de enero de 2024.

¹Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Universidad Autónoma de Chihuahua. México.

²Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales, INIFAP. México.

³Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera, INIFAP. México.

⁴Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: correa.arian@inifap.gob.mx

*Corresponding author; e-mail: correa.arian@inifap.gob.mx

Resumen

Las plagas forestales representan una de las principales causas de disturbio en los bosques templados de México. *Ips confusus* ataca a *Pinus cembroides* después de intensas sequías. El objetivo del presente estudio fue evaluar tanto el impacto por *I. confusus*, como del clima en el crecimiento radial de un bosque de *P. cembroides* en el municipio Carichí, Chihuahua, México. Se obtuvieron núcleos de crecimiento de árboles atacados (AA) y de no atacados (ANA) de la misma especie. Se dataron 53 series dendrocronológicas con una extensión máxima de 1776 a 2012 (AA=24 y ANA=29). A partir de 1998, se observó un crecimiento diferencial en el área basal entre AA y ANA. Al momento de la muerte del arbolado (2012), se registró una diferencia de más de 100 % (AA=8.03±1.53 cm² año⁻¹, y ANA=17.7±1.74 cm² año⁻¹, $p<0.001$). Los ANA mostraron una sensibilidad superior a variables climáticas que los AA, con una mayor sincronía en los últimos años. A nivel dosel, se determinó una correlación con el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, $r=0.51$, $p<0.05$) exclusivamente para ANA. Sin embargo, los AA fueron más sensibles a condiciones de sequía, con base en el Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI, $r=0.53$, $p<0.05$). Esto sugiere que condiciones de sequía previas (hasta 10 años) predisponen menor crecimiento radial de *P. cembroides* y favorece el ataque de plagas.

Palabras clave: Chihuahua, dendroecología, NDVI, PDSI, plagas forestales, sequía.

Abstract

Forest pests are one of the primary disturbance factors in the temperate forests of Mexico. *Ips confusus* attacks *Pinus cembroides* trees, especially after intense droughts. The aim of this study was to assess the impact of *I. confusus* on the annual radial growth of a *P. cembroides* forest in the Carichí municipality, state of Chihuahua,

México. Additionally, the influence of climatic variables was determined. Increment cores were extracted from both attacked (AA) and non-attacked *P. cembroides* trees (ANA). A total of 53 increment cores were dated, spanning from 1776 to 2012 (AA=24 and ANA=29). Starting from 1998, differential basal area growth was observed between AA and ANA. By the time of tree mortality in 2012, a difference of over 100 % was recorded (AA=8.03±1.53 cm² year⁻¹, and ANA=17.7±1.74 cm² year⁻¹, $p<0.001$). However, ANA exhibited greater sensitivity to climatic variables than AA, displaying increased synchrony in recent years. At the canopy level, a correlation was found between Normalized Difference Vegetation Index (NDVI, $r=0.51$, $p<0.05$) and ANA, exclusively. Nonetheless, AA demonstrated a high sensitivity to drought conditions, particularly with the Palmer Drought Severity Index (PDSI, $r=0.53$, $p<0.05$). This suggests that prior drought conditions (up to 10 years) are linked to reduced growth in *P. cembroides*, predisposing them to forest pest infestations.

Key words: Chihuahua, dendroecology, NDVI, PDSI, forest pests, drought.

Introducción

A nivel global, los ecosistemas forestales se enfrentan a grandes desafíos como las variaciones climáticas extremas, perturbaciones humanas, patógenos y la presencia de plagas (Lovett *et al.*, 2006; Gómez-Guerrero *et al.*, 2021). Estas últimas no solo afectan a la producción de madera (Kurz *et al.*, 2008; Ramsfield *et al.*, 2016), sino también a los servicios ecosistémicos como la captura de carbono, prevención de la erosión del suelo, captación de agua y provisión de hábitats (Schowalter, 2012). A menudo, el cambio en las condiciones abióticas y los disturbios cambiantes suponen una grave amenaza para la salud de los bosques (Allen *et al.*, 2010), y cuando se combinan con plagas de insectos forestales, las consecuencias pueden tener impactos catastróficos (Breshears *et al.*, 2005).

En México, las plagas forestales representan una de las principales causas de disturbio en los bosques templados, ya que se tiene registrado que existen alrededor de 70 especies de insectos y patógenos que perturban el arbolado (Semarnat, 2015). Los diagnósticos y tratamientos sanitarios forestales indican que los insectos descortezadores son el grupo de plagas que más superficie han afectado (40.5 %); entre los que destacan *Dendroctonus adjunctus* Blandford, 1897, *Dendroctonus*

frontalis Zimmerman, 1868, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, 1905 y *Dendroctonus rhizophagus* Thomas & Bright, 1970 (Semarnat, 2015). Asimismo, una de las principales plagas de pinos son los descortezadores del género *Ips*, dentro del cual algunas especies que generalmente se consideran plagas secundarias, en ocasiones se comportan como primarias debido, fundamentalmente, al efecto del cambio climático. Es probable que esto se relacione con el estrés al que son sometidos los ecosistemas forestales por el efecto de eventos hidrometeorológicos más extremos y, por lo tanto, una disminución de su resiliencia, lo cual favorece el ataque de plagas (Hernández, 2010; Correa-Díaz *et al.*, 2023).

Los insectos de los géneros *Dendroctonus* e *Ips* son de los más importantes factores de mortalidad durante el desarrollo de los bosques (Gillette *et al.*, 2001). En México, *Ips confusus* Wood & Bright, 1992 se distribuye en Baja California, Chihuahua, Hidalgo y San Luis Potosí; donde sus principales hospederos son *Pinus cembroides* Zucc., *Pinus edulis* Engelm., *Pinus monophylla* Torr. & Frém y *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. (Cibrián *et al.*, 1995). Este coleóptero ataca árboles de *P. cembroides* generalmente después de intensas sequías, y puede comportarse como plaga primaria cuando las condiciones le favorecen (Cibrián *et al.*, 1995). En consecuencia, afecta a un número significativo de árboles ocasionando serios daños y mortalidad en los bosques de pino piñonero en las zonas de transición (Floyd *et al.*, 2009).

Adicionalmente, Sánchez-Martínez *et al.* (2007) indican que, a nivel nacional, el género *Ips* infesta indistintamente árboles del género *Pinus* L. y de *Picea* A. Dietr. cuando están debilitados debido a sequías, heladas e incendios; sin embargo, los especímenes de esos géneros al recuperarse de los factores de estrés señalados son menos susceptibles al ataque por *Ips* (Cibrián *et al.*, 1995). Los individuos de *I. confusus* se establecen en heridas, raspaduras y fisuras en la parte baja del tronco y en la punta de la copa de árboles adultos, mientras que los hospederos más

susceptibles son aquellos ejemplares jóvenes de *Pinus* existentes en sitios con alta densidad arbórea (Hamilton *et al.*, 2004).

El género *Ips*, además de causar la muerte del arbolado, también se asocia con la incidencia de hongos que manchan la madera y, en consecuencia, reducen su valor comercial (Cibrián *et al.*, 1995). En el floema y cambium elaboran galerías, el macho permanece en la cámara nupcial y cada hembra construye un brazo de la galería para formar a los lados los nichos donde colocan sus huevecillos. Al nacer las larvas, y como parte del proceso de alimentación, crean galerías individuales en las que permanecen hasta transformarse en pupas, las cuales se ubican entre el floema y el cambium (Cibrián *et al.*, 2015).

En el año 2012, en un bosque natural de *P. cembroides* ubicado en el ejido Pasigochi, municipio Carichí, Chihuahua, se presentaron más de 95 ha de arbolado con infestación por *I. confusus*. Para combatir la plaga, se realizaron cortas de saneamiento e incineración *in situ* del material plagado. Posteriormente, en marzo de 2013 se colectaron núcleos de crecimiento y secciones transversales de los árboles atacados (AA) y de arbolado no atacado o control (ANA) de la misma especie y edades similares, con el objetivo de: (i) determinar el impacto y variación temporal en el crecimiento de árboles de *P. cembroides* afectados por *I. confusus*, y (ii) estimar la influencia de las variables climáticas en la anchura de anillos de crecimiento en los dos grupos de árboles estudiados (AA y ANA). Lo anterior se hizo mediante el uso de técnicas dendrocronológicas que permiten datar y cuantificar con precisión anual las perturbaciones, incluida la presencia de plagas que han afectado al crecimiento radial del árbol (Swetnam *et al.*, 1985). Por ejemplo, al comparar la anchura de anillos en AA y ANA, es posible identificar eventos de ataque de plagas en el tiempo, así como regímenes de infestaciones (Guiterman *et al.*, 2020).

La hipótesis planteada es que a través del análisis de anillos de crecimiento es posible identificar comportamientos diferenciados entre AA y ANA previos a la

muerte del arbolado. Además, si se parte de que el efecto de *I. confusus* está asociado con la presencia de sequías, la señal climática, especialmente la relacionada con índices de sequía contenida en los anillos de crecimiento de AA, debería ser mayor. Dado que se ha descrito la disminución de la resiliencia de los bosques por el efecto de sequías (Correa-Díaz *et al.*, 2023), la información de esta investigación será útil para realizar recomendaciones de manejo forestal posterior a un evento de intensa sequía, y minimizar el daño que se ocasione, en particular, las infestaciones y mortandad del arbolado.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área se localiza entre los 27°54'49" N y -107°12'45" O pertenecientes al ejido Pasigochi, municipio Carichí, estado de Chihuahua, México, donde se ubican rodales de *P. cembroides* en áreas sin manejo forestal (Figura 1). La altitud promedio del área es de 2 260 m, con un clima templado seco (Bsk) *sensu* Köppen, temperatura media anual de 18 °C, precipitación de 450 mm anuales; y dominancia de suelos del tipo Regosol (Comité Técnico Estatal de Sanidad Forestal del Estado de Chihuahua, 2022).



Figura 1. Localización del área de estudio infestada por *Ips confusus* Wood & Bright, 1992 en el ejido Pasigochi, municipio Carichí, Chihuahua, México.

Muestreo dendrocronológico de arbolado atacado y no atacado

En marzo de 2013 se seleccionaron árboles atacados (AA) por *I. confusus*, de los cuales se obtuvieron núcleos de crecimiento con un taladro de *Pressler Haglöf Sweden*[®] de 5.15 mm de diámetro y 50.8 cm de largo (Figura 2A). Adicionalmente, se recolectaron secciones trasversales de individuos derribados durante las actividades de saneamiento ocurridas en 2012. En un sitio adyacente con vegetación dominante de *P. cembroides* y sin daño aparente por *I. confusus*, se realizó una segunda recolecta de núcleos de crecimiento (marzo de 2013) con fines comparativos en árboles no atacados (ANA) que sirvieron de testigo (Figura 2B). En total se muestrearon 24 AA y 29 ANA; todas las muestras se fecharon mediante técnicas dendrocronológicas convencionales (Fritts, 1976).

Los anillos de crecimiento anual de *P. cembroides* se midieron con una precisión de 0.001 mm mediante un sistema de medición VELMEX TA (*Velmex Inc.*, https://www.velmex.com/Downloads/Spec_Sheets/TA%20System%207-1-14%20Rev%20C.pdf) en el Laboratorio de Dendrocronología del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, localizado en el Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta Atmósfera, ubicado en Gómez Palacio, Durango, México. El cofechado y exactitud de la medición de cada anillo se verificó con el programa COFECHA (Holmes, 1983). Las tendencias biológicas no relacionadas con clima se removieron con el programa *d1pR* (Bunn, 2008) mediante el proceso de estandarización, para lo cual se utilizó una curva tipo *Spline*, que usa una frecuencia de 0.5 en una longitud de onda de 2/3 de la longitud total de la serie (Cook, 1987). Con ello, se generaron índices de ancho de anillo (*IAA*) en su versión estandarizada para AA y ANA.

Complementariamente, con el paquete *d1pR* se construyeron series de tiempo de productividad forestal, expresadas como Incremento en Área Basal (*IAB*) útiles en este tipo de estudios, ya que relacionan la cantidad de madera producida por año ($\text{cm}^2 \text{año}^{-1}$) (Biondi y Qeadan, 2008). Dado que el interés del estudio fue el evento de plaga que llevó a la muerte de una parte del arbolado en 2012, el análisis se centró solo en el periodo 1980-2012.



A = Obtención de núcleos de crecimiento de *Pinus cembroides* Zucc. afectados por *Ips confusus* Wood & Bright, 1992; B = Muestreo de árboles no atacados (testigos) cercanos a la zona afectada.

Figura 2. Muestreo dendrocronológico en árboles atacados y no atacados.

Análisis de árboles atacados/no atacados

Para cuantificar el impacto de *I. confusus* sobre el crecimiento radial de *P. cembroides* se utilizó el análisis hospedero/no hospedero, el cual es de uso habitual en estudios dendroecológicos relacionados con plagas forestales (Swetnam *et al.*, 1985; Lynch, 2012). Este análisis consiste en comparar las cronologías de la especie forestal atacada con respecto a la no atacada. De manera general, a la cronología de la especie afectada se le resta la cronología de la no afectada, una vez que comparten una varianza común, y así, cuantificar un índice residual también llamado Índice de Supresión de Crecimiento (*GSI*, por sus siglas en inglés) o su versión normalizada (*NGSI*). Cuando los periodos en que esta reducción (*NGSI*) superan un umbral crítico (-1.28 *SD* desviación estándar) durante varios años consecutivos, se consideran producto del ataque de insectos defoliadores o plagas (Girardin *et al.*, 2001). Sin embargo, para que esos eventos se definan como ataques generalizados en todo el bosque, suele trabajarse con un umbral mínimo de impacto. En este estudio se estableció un umbral mínimo de afectación de 45 % del total de arbolado presente en al menos 10 árboles muestreados. El análisis de eventos de plaga se evaluó con la librería *dfoliatR* (Guiterman *et al.*, 2020) en el programa R durante el periodo 1980-2012.

Efecto del clima y la actividad fotosintética en el crecimiento del arbolado

Para evaluar el efecto que tienen las variables climáticas en el crecimiento de los AA y los ANA, se descargó información climática de la plataforma *Daymet* para la zona de estudio (Thornton *et al.*, 2021), la cual integra datos diarios de temperaturas máxima y mínima, precipitación, radiación y presión de vapor de agua para el periodo 1980-2012. Esta información se depuró y convirtió a valores promedio mensuales para después correlacionarlos con los *IAA* de AA y ANA con el paquete *treeclim* en R (Zang y Biondi, 2015); el cual permite obtener coeficientes de correlación tipo *bootstrapp* ($n=1\ 000$ réplicas). Complementariamente, para evaluar la estabilidad en las relaciones entre el clima y el crecimiento, se calcularon correlaciones móviles con bloques de 25 años a partir de 1980.

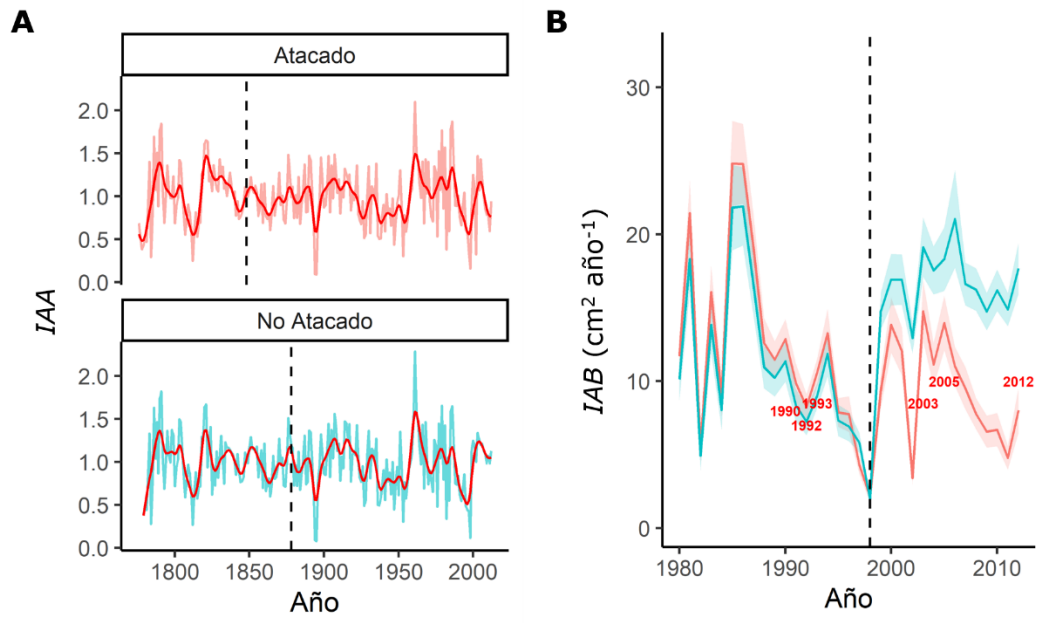
Por último, se correlacionó la información de crecimiento de AA y ANA con diferentes índices de sequía (*Palmer Drought Severity Index* durante junio, julio y agosto, *PDSI_{JJA}*; *Standardized Precipitation Index*, *SPI*) (Stahle *et al.*, 2016; Stahle *et al.*, 2020) e información satelital relacionada con la fotosíntesis proveniente de la serie *Landsat* (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, *NDVI*) (Huntington *et al.*, 2017). El *NDVI* compara las bandas espectrales del rojo visible y del infrarrojo cercano para estimar la actividad fotosintética y así medir el impacto de los factores ambientales y bióticos en la vegetación. La información del *NDVI* se obtuvo a través de la plataforma *ClimateEngine* (<https://app.climateengine.org/>), que utiliza la información disponible en *Google Earth Engine*. En este caso, los valores del *NDVI* se generaron con la serie *Landsat* 5 a 8 con una resolución de 30 m. Para ello, se definieron rodales con áreas homogéneas de acuerdo con el

muestreo de los AA y ANA; se determinaron valores promedio, mínimo y máximo del *NDVI*, lo cual permitió generar series de tiempo del *NDVI* de 1993 hasta 2012.

Resultados y Discusión

Crecimiento radial en arbolado atacado y no atacado

Un total de 24 series dendrocronológicas con una extensión temporal de 1776 a 2012 se dataron para AA y 29 series para ANA (1779-2012). La edad promedio de AA fue de 153 años y de ANA de 136 años. En ambos casos, la intercorrelación entre series fue superior al valor umbral de 0.3281, lo que asegura una buena calidad del datado (AA: $r=0.67$, $p<0.01$; ANA: $r=0.69$, $p<0.01$) (Holmes, 1983). Al considerar el umbral de *Expressed Population Signal* ($EPS>0.85$) se determinó el periodo 1848-2012 como el mejor replicado para AA ($EPS=0.96$) y 1878-2012 para ANA ($EPS=0.97$) (Figura 3A).



A = Índice de ancho de anillo (*IAA*); B = Incremento en área basal (*IAB*) de *P. cembroides* Zucc. donde las áreas sombreadas representan el error estándar. La línea roja en A es una curva suavizada a nivel década para resaltar periodos de baja frecuencia y la línea vertical discontinua de color oscuro indica un $EPS > 0.85$. La línea vertical discontinua de color oscuro en B señala el año 1998, a partir del cual se observó un crecimiento diferenciado. En B se señalan los años con más de 1 000 ha afectadas por descortezadores en el estado de Chihuahua, de acuerdo con la Gerencia de Sanidad Forestal, Conafor (mediana=125 ha).

Figura 3. Crecimiento radial en arbolado atacado y no atacado.

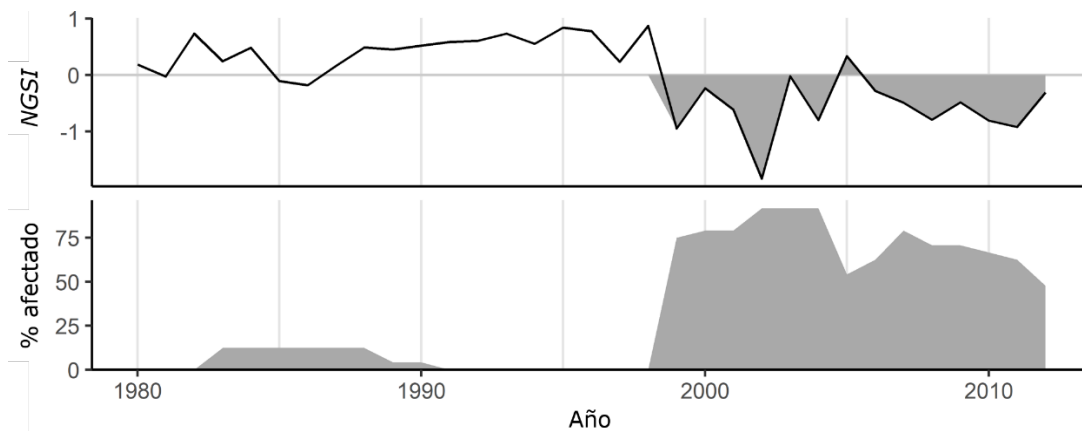
En promedio, para el periodo 1878-2012, el *IAB* de AA y ANA fue similar (AA=10.5±0.16 cm² año⁻¹, ANA=9.86±0.14 cm² año⁻¹). Sin embargo, en las últimas décadas las condiciones de sequía han propiciado estrés fisiológico de los árboles en forma gradual, con brotes epidémicos a una escala geográfica mayor (Cervantes-Martínez *et al.*, 2019; Stahle *et al.*, 2020); especialmente a partir de 1998, cuando se observó un crecimiento diferenciado entre AA y ANA (Figura 3B).

Por ejemplo, para AA, los árboles redujeron su crecimiento en 14 %, mientras que los ANA lo incrementaron en más de 50 %, con respecto a la media histórica (AA=9.00±0.40 cm² año⁻¹, ANA=15.70±0.48 cm² año⁻¹). De esta manera, para el momento de la muerte del arbolado provocada por *I. confusus* se determinó una diferencia superior a 100 % entre ambas condiciones (AA=8.03±1.53 cm² año⁻¹, ANA=17.7±1.74 cm² año⁻¹, $p < 0.001$). Resultados similares registraron López *et al.* (2017), quienes señalaron una diferencia en incremento radial entre árboles de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco infestados por *I. confusus* vs. árboles sanos. Hammond *et al.* (2021) sugieren que las señales de mortandad en el arbolado suelen presentarse tiempo después de la presencia de una sequía, aunque los cambios en las características anatómicas son inmediatos (e. g. anchura de anillos, conductividad hidráulica), como se observó en el presente estudio. De acuerdo con el Comité Técnico Estatal de Sanidad Forestal del Estado de Chihuahua (2022), en 10 municipios del estado (incluido Carichí) existió una alta incidencia de insectos descortezadores en 2012, que afectaron 90 604.93 ha y un volumen por sanear de 123 224.25 m³ rollo total árbol (RTA).

Supresión de crecimiento por *Ips confusus*

De acuerdo con el muestreo dendrocronológico, los AA presentaron siete eventos de supresión de crecimiento en el periodo 1878-2012, con una duración de hasta 8 años. A finales del siglo XX, en particular, se observó una reducción notable en crecimiento, lo que confirma la importancia de este periodo para aquellos árboles que no sobrevivieron. Por ejemplo, para el último evento de supresión de crecimiento (1998-2012), en el año 2002 un total de 19 árboles (≈80 % del total) presentaron el

menor Índice de Supresión de Crecimiento ($GSI=0.336$) o su versión normalizada ($NGSI=-1.774$) para la extensión máxima de las series (Figura 4). Sobresale el hecho de que al compararlo contra el periodo 1960-1968, que también fue crítico, el porcentaje de arbolado afectado durante el lapso 1998-2012 fue mayor, en especial para el año 2002 (hasta 90 % de afectación). En dicho año, grandes superficies fueron afectadas por sequías de moderadas a severas en el norte de México y sur de Estados Unidos de América (Cook *et al.*, 2010; Stahle *et al.*, 2016). Esto derivó en un incremento de incendios y plagas forestales en las últimas décadas (Williams *et al.*, 2010).



Índice de Supresión de Crecimiento Normalizado ($NGSI$) con eventos de reducción de crecimiento en gris (debajo de cero). Valores menores a -1.28 se consideran eventos críticos. El panel inferior muestra el porcentaje de árboles afectados ($n=24$).

Figura 4. Supresión de crecimiento por *Ips confusus* Wood & Bright, 1992.

Asociación del crecimiento con variables climáticas

Las características que predisponen a las especies forestales al ataque de descortezadores son múltiples, entre las que figuran los atributos estructurales, las condiciones ecológicas y las climáticas (Müller *et al.*, 2022). De manera general, los ANA mostraron una mayor sensibilidad a las variables climáticas que los AA. Por ejemplo, la temperatura mínima se correlacionó positivamente con el IAA durante el periodo de marzo a mayo ($r=0.36$ a $r=0.53$, $p<0.05$) (Cuadro 1). Se observó una asociación negativa con la temperatura máxima de septiembre a octubre previo al año de crecimiento y con presión de vapor de agua (abril), aunque exclusivamente para los ANA (Cuadro 1). No se obtuvieron correlaciones significativas entre el IAA de los AA y las variables climáticas analizadas.

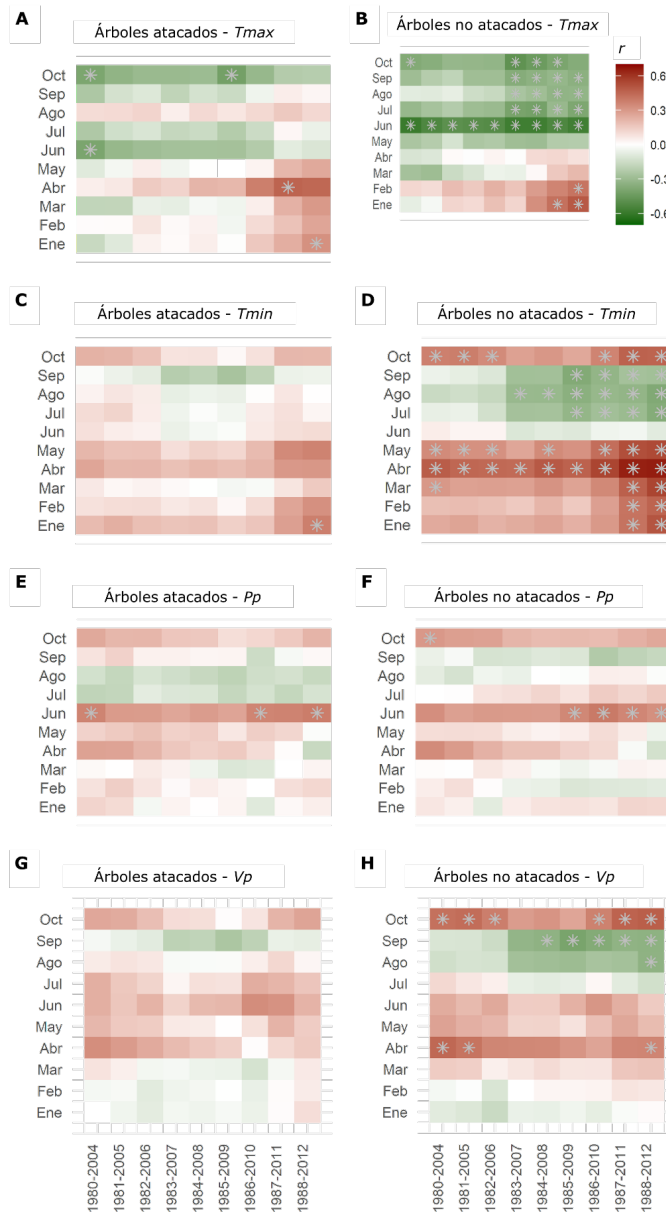
Cuadro 1. Coeficiente de correlación de *Pearson* (*Bootstrap* $n=1\ 000$) entre variables climáticas e índices de ancho de anillo del arbolado atacado (AA) y no atacado (ANA).

Mes	Temperatura máxima		Temperatura mínima		Precipitación		Presión de vapor de agua	
	AA	ANA	AA	ANA	AA	ANA	AA	ANA
Prev. a septiembre	---	-0.424	---	-0.385	---	---	---	-0.367
Prev. a octubre	---	-0.415	---	---	---	---	---	---
Marzo	---	---	---	0.355	---	---	---	---
Abril	---	---	---	0.531	---	---	---	0.388
Mayo	---	---	---	0.410	---	---	---	---
Junio	---	-0.490	---	---	---	---	---	---
Octubre	---	---	---	0.422	---	---	---	0.400

Valores con correlaciones significativas ($p<0.05$). Prev. = Meses previos al año de crecimiento.

Las correlaciones móviles confirmaron la mayor asociación entre los ANA y las variables climáticas. Este tipo de análisis no solo permite identificar meses clave para el crecimiento del árbol, sino también su estabilidad/cambio en el tiempo (Zang y Biondi,

2015). Por ejemplo, adicional a la correlación significativa en junio con la temperatura máxima ($r=-0.60$, $p<0.05$), se observó una correlación de julio a octubre en los últimos años (Figura 5A y 5B). Esta tendencia también se observó con la temperatura mínima, particularmente por un efecto positivo de enero a marzo ($r=0.64$, $p<0.05$) y negativo de julio a septiembre ($r=-0.43$, $p<0.05$) (Figura 5C y 5D).



T_{max} = Temperatura máxima; T_{min} = Temperatura mínima; Pp = Precipitación;
 Vp = Presión de vapor de agua. * $p < 0.05$.

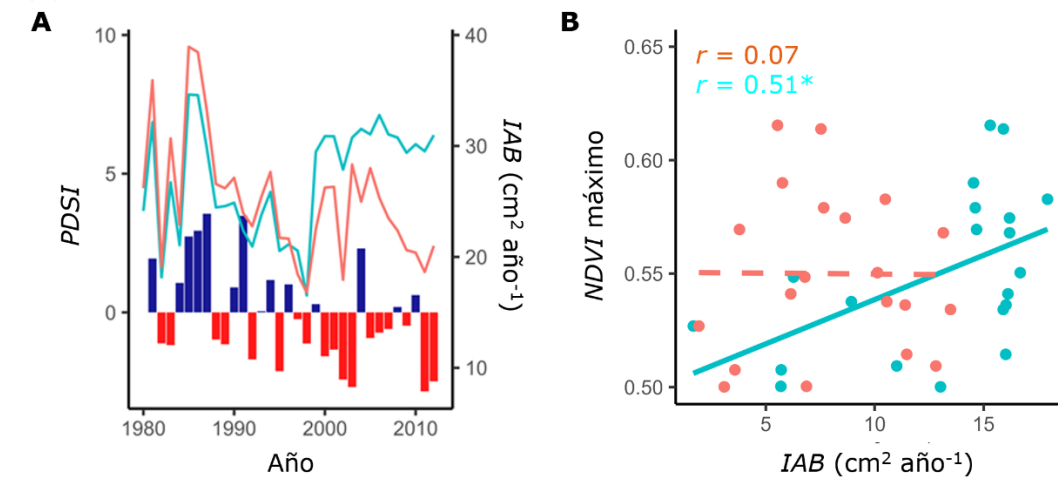
Figura 5. Correlaciones móviles (1980-2012) entre árboles atacados (AA) y no atacados (ANA).

A pesar de que las correlaciones estacionarias (Cuadro 1) no mostraron ninguna asociación significativa con la precipitación, el análisis de correlaciones móviles evidenció que, a partir de 1985, existe una correlación positiva y consistente en junio ($r=0.39$, $p < 0.05$) (Figura 5F). Asimismo, para septiembre con presión de vapor de agua ($r=-0.41$, $p < 0.05$) (Figura 5H).

Influencia de condiciones de sequía y su efecto en la actividad fotosintética del dosel (*NDVI*)

Los eventos de sequía afectaron el crecimiento de *P. cembroides*, pero al contrario de las variables climáticas que solo se correlacionaron con los ANA, se observó una asociación positiva entre el $PDSI_{JJA}$ (junio a agosto) y el IAB en AA ($r=0.53$, $p < 0.05$). De igual forma, se verificó una correlación positiva entre el SPI y el IAB en AA ($r=0.38$, $p < 0.05$), aunque no para ANA (Figura 6A). Estos valores confirman que condiciones más secas están ligadas a reducciones en el crecimiento de los AA de *P. cembroides*, lo que constituye condiciones favorables para el ataque de *I. confusus* debido a su mayor sensibilidad a la sequía. Este comportamiento lo han corroborado Cervantes-Martínez *et al.* (2019), quienes citan que el año con mayor mortandad de arbolado por ataque de descortezadores se relaciona con condiciones de sequía ocurridas hasta en cinco años previos, aunque en el presente estudio se determinó

que el efecto de la sequía se puede prolongar hasta por una década. Entonces, es importante detectar años con precipitaciones por debajo del promedio, ya que existe una asociación significativa entre los brotes de descortezadores y las condiciones de sequía, particularmente, detectadas por el *PDSI* y fenómenos circulatorios como el ENSO (Cervantes-Martínez *et al.*, 2019).



A = Influencia del Índice de Severidad de Sequía de Palmer (*PDSI_{JJA}*) en el Incremento en Área Basal (*IAB*); B = Gráfico de dispersión entre Incremento en Área Basal (*IAB*) y *NDVI* máximo por año. Color rojo representa árboles atacados y color azul no atacados.

Figura 6. Efecto de la sequía y actividad fotosintética en el crecimiento radial de *Pinus cembroides* Zucc.

En el caso de la correlación con el *NDVI*, los ANA mostraron una mayor asociación con *NDVI* máximo anual ($r=0.51$, $p<0.05$) y el *NDVI* promedio anual ($r=0.39$, $p<0.05$) en comparación con los AA. Lo anterior evidencia una sincronía entre el crecimiento y la máxima actividad fotosintética del verano, pero solo en aquellos árboles que no fueron estresados por el ataque de *I. confusus* (Figura 6B). Dichos

resultados identificaron un cambio en la señal espectral asociado con el daño de los insectos, lo que sugiere que debido al estrés al que están sometidos los AA existe una baja correlación con el *NDVI*. En general, se reconoce que la vegetación densa y saludable debería presentar valores por encima de 0.5. En este estudio se determinó un intervalo de 0.5 - 0.65 como los valores máximos del *NDVI* asociados a una vegetación saludable; por lo que la correlación con los árboles atacados sea baja ($r=0.07$), a diferencia de los árboles no atacados que estuvieron mayormente correlacionados ($r=0.51$) en ese intervalo.

Hamilton *et al.* (2004) sugieren esa relación como una estrategia para monitorear en grandes superficies del sur de Estados Unidos de América la afectación por *I. confusus*. Así, el estrés producido por perturbaciones como sequías, incendios o ataque de plagas incide sobre las propiedades biofísicas y bioquímicas del árbol, lo que se refleja en un cambio en el rasgo espectral (Lausch *et al.*, 2016). El *NDVI* permite identificar estos cambios espectrales manifestados como la defoliación de los árboles, el cambio de fluorescencia de la clorofila y la disminución del contenido de agua en las acículas debido al estrés hídrico provocado por el daño de descortezadores (Gomez *et al.*, 2020).

Conclusiones

El uso de la dendrocronología en el estudio del impacto del descortezador *I. confusus* demostró que eventos de sequía extrema, como el ocurrido en 1998, son un detonante de gran significancia en la mortalidad de individuos de pino piñonero (*P. cembroides*) en una localidad del municipio Carichí, Chihuahua, México. Los árboles no afectados responden negativamente a la temperatura máxima, y

positivamente a la temperatura mínima, lo cual se relaciona con una menor demanda hídrica. Sin embargo, los árboles afectados muestran más sensibilidad a los índices de sequía, lo cual implica un efecto negativo en el crecimiento; por lo tanto, una mayor vulnerabilidad al ataque de plagas. Eventos de sequías extremas prolongan su efecto hasta por 10 años, lo que reduce la capacidad de los árboles a recuperarse ante disturbios externos, lo cual se observa en el comportamiento diferencial entre series de crecimiento entre arbolado atacado y no atacado. El efecto de estas sequías, que pueden ser más frecuentes por causas del calentamiento global, es posible capitalizarlo para tomar medidas preventivas ante eventos de esta magnitud con el fin de minimizar su efecto.

Agradecimientos

El estudio fue financiado por el Fondo Sectorial de Investigación para la Educación (FOINS), proyecto CB-2016-01/2831334, "Red dendrocronológica mexicana: aplicaciones hidroclimáticas y ecológicas". Los autores agradecen al ejido Pasigochi, Chihuahua, México por haber facilitado la realización del muestreo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses. Arian Correa Díaz, como Editor de Sección de la Revista Mexicana de Ciencias Forestales, manifiesta no haber participado en el proceso editorial del artículo

Contribución por autor

Luis Ubaldo Castruita Esparza y José Villanueva Díaz: logística de campo y análisis de laboratorio; Arian Correa Díaz: programación; Arian Correa Díaz, Rosalinda Cervantes Martínez y Alma Delia Ortiz Reyes: análisis de datos y redacción del manuscrito.

Referencias

- Allen, C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, ... and N. Cobb. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259(4):660-684. Doi: 10.1016/j.foreco.2009.09.001.
- Biondi, F. and F. Qeadan. 2008. A theory-driven approach to tree-ring standardization: Defining the biological trend from expected basal area increment. *Tree-Ring Research* 64(2):81-96. Doi: 10.3959/2008-6.1.
- Breshears, D. D., N. S. Cobb, P. M. Rich, K. P. Price, ... and C. W. Meyer. 2005. Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(42):15144-15148. Doi: 10.1073/pnas.0505734102.
- Bunn, A. G. 2008. A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia* 26(2):115-124. Doi: 10.1016/j.dendro.2008.01.002.
- Cervantes-Martínez, R., J. Cerano-Paredes, G. Sánchez-Martínez, J. Villanueva-Díaz, ... and L. U. Castruita-Esparza. 2019. Historical bark beetle outbreaks in Mexico, Guatemala and Honduras (1985-2015) and their relationship with droughts. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 25(2):269-290. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2019.01.006.
- Cibrián T., D., J. T. Méndez M., R. Campos B., H. O. Yates III y J. Flores L. 1995. *Insectos Forestales de México*. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Edo. Méx., México. 453 p.

Cibrián T., D., S. A. Quiñonez F., S. Quiñonez B., J. A. Olivo M., ... y J. L. Aguilar V. 2015. Manual para la identificación, manejo y monitoreo de insectos descortezadores del pino. Comisión Nacional Forestal (Conafor). Zapopan, Jal., México. 62 p.

Comité Técnico Estatal de Sanidad Forestal del Estado de Chihuahua. 2022. Programa Operativo de Sanidad Forestal 2022 del Estado de Chihuahua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) y Comisión Nacional Forestal (Conafor). Chihuahua, Chih., México. 36 p.
<http://sivicoff.cnf.gob.mx/ContenidoPublico/02%20Informes%20de%20acciones%20operativas/DiagnosticosEstatales/2022/Chihuahua.pdf>. (3 de julio de 2023).

Cook, E. R. 1987. The decomposition of tree-ring series for environmental studies. *Tree-Ring Bulletin* 47:37-59. <https://repository.arizona.edu/handle/10150/261788>. (4 de julio de 2023).

Cook, E. R., R. Seager, R. R. Heim, R. S. Vose, C. Herweijer and C. Woodhouse. 2010. Megadroughts in North America: placing IPCC projections of hydroclimatic change in a long-term paleoclimate context. *Journal of Quaternary Science* 25(1):48-61. Doi: 10.1002/jqs.1303.

Correa-Díaz, A., J. Villanueva-Díaz, A. Gómez-Guerrero, H. Martínez-Bautista, ... and L. C. R. Silva. 2023. A comprehensive resilience assessment of Mexican tree species and their relationship with drought events over the last century. *Global Change Biology* 29(13):3652-3666. Doi: 10.1111/gcb.16705.

Floyd, M. L., M. Clifford, N. S. Cobb, D. Hanna, ... and D. Turner. 2009. Relationship of stand characteristics to drought-induced mortality in three Southwestern piñon-juniper woodlands. *Ecological Applications* 19(5):1223-1230. Doi: 10.1890/08-1265.1.

Fritts, H. C. 1976. *Tree Rings and Climate*. Academic Press. New York, NY, United States of America. 567 p.

Gillette R., N., D. R. Owen and J. H. Stein. 2001. Interruption of semiochemical-mediated attraction of *Dendroctonus valens* (Coleoptera: Scolytidae) and selected

- nontarget insects by verbenone. *Environmental Entomology* 30(5):837-841. Doi: 10.1603/0046-225X-30.5.837.
- Girardin, M. P., J. Tardif and Y. Bergeron. 2001. Radial growth analysis of *Larix laricina* from the Lake Duparquet area, Quebec, in relation to climate and larch sawfly outbreaks. *Ecoscience* 8(1):127-138. <https://www.jstor.org/stable/42901296>. (13 de julio de 2023).
- Gomez, D. F., H. M. W. Ritger, C. Pearce, J. Eickwort and J. Hulcr. 2020. Ability of Remote Sensing Systems to detect bark beetle spots in the Southeastern US. *Forests* 11(11):1167. Doi: 10.3390/f11111167.
- Gómez-Guerrero, A., A. Correa-Díaz y L. U. Castruita-Esparza. 2021. Cambio climático y dinámica de los ecosistemas forestales. *Revista Fitotecnia Mexicana* 44(4):673-682. Doi: 10.35196/rfm.2021.4.673.
- Guiterman, C. H., A. M. Lynch and J. N. Axelson. 2020. dfoIatR: An R package for detection and analysis of insect defoliation signals in tree rings. *Dendrochronologia* 63:1-8. Doi: 10.1016/j.dendro.2020.125750.
- Hamilton, R., K. Megown, J. Ellenwood, T. Eager and T. Mellin. 2004. Mapping the extent and severity of Piñon mortality of the Colorado Plateau—Three Remote Sensing Techniques. United States Department of Agriculture, Forest Service and Remote Sensing Applications Center. Salt Lake City, UT, United States of America. 18 p.
- Hammond, W. M., D. M. Johnson and F. C. Meinzer. 2021. A thin line between life and death: Radial sap flux failure signals trajectory to tree mortality. *Plant, Cell & Environment* 44(5):1311-1314. Doi: 10.1111/pce.14033.
- Hernández L., R. A. 2010. Dinámica poblacional de especies de *Ips* (Curculionidae: Scolytinae) y sus depredadores empleando trampas cebadas con feromonas en La Calera, Cd. Guzmán; Las Coloradas y Corralitos en Tecalitlán, Jalisco. Tesis Doctoral. Postgrado de Fitosanidad Entomología y Acarología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Texcoco, Edo. Méx., México. 73 p.
- Holmes, R. L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43:69-78.

- https://www.ltrr.arizona.edu/~ellisqm/outgoing/dendroecology2014/readings/Holmes_1983.pdf. (2 de agosto de 2023).
- Huntington, J. L., K. C. Hegewisch, B. Daudert, C. G. Morton, ... and T. Erickson. 2017. Climate Engine: Cloud computing of climate and remote sensing data for advanced natural resource monitoring and process understanding. *Bulleting of the American Meteorological Society* 98(11):2397-2410. Doi: 10.1175/BAMS-D-15-00324.1.
- Kurz, W. A., C. C. Dymond, G. Stinson, G. J. Rampley, ... and L. Safranyik. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452(7190):987-990. Doi: 10.1038/nature06777.
- Lausch, A., S. Erasmi, D. J. King, P. Magdon and M. Heurich. 2016. Understanding forest health with Remote Sensing -Part I—A review of spectral traits, processes and Remote-Sensing characteristics. *Remote Sensing* 8(12):1029. Doi: 10.3390/rs8121029.
- López S., J. Á., J. Méndez G., A. Zermeño G., J. Cerano P. y M. A. García A. 2017. Impacto de descortezadores en el incremento radial de *Pinus teocote* Schiede. ex Schltdl. & Cham. y *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 8(41):82-108. Doi: 10.29298/rmcf.v8i41.27.
- Lovett, G. M., C. D. Canham, M. A. Arthur, K. C. Weathers and R. D. Fitzhugh. 2006. Forest ecosystem responses to exotic pests and pathogens in eastern North America. *BioScience* 56(5):395-405. Doi: 10.1641/0006-3568(2006)056[0395:FERTEP]2.0.CO;2.
- Lynch, A. M. 2012. What tree-ring reconstruction tells us about conifer defoliator outbreaks. *In: Barbosa, P., D. K. Letourneau and A. A. Agrawal (Edits.). Insect outbreaks revisited.* Wiley-Blackwell. West Sussex, WSX, United Kingdom. pp. 126-154.
- Müller, M., P. O. Olsson, L. Eklundh, S. Jamali and J. Ardo. 2022. Features predisposing forest to bark beetle outbreaks and their dynamics during drought. *Forest Ecology and Management* 523:120480. Doi: 10.1016/j.foreco.2022.120480.
- Ramsfield, T. D., B. J. Bentz, M. Faccoli, H. Jactel and E. G. Brockerhoff. 2016. Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on

forest insect and pathogen impacts. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 89(3):245-252. Doi: 10.1093/forestry/cpw018.

Sánchez-Martínez, G., L. M. Torres-Espinosa, I. Vázquez-Collazo, E. González-Gaona y R. Narváez-Flores. 2007. Monitoreo y manejo de insectos descortezadores de coníferas. INIFAP-Campo Experimental Pabellón. Pabellón de Arteaga, Ags., México. 107 p.

Schowalter, T. D. 2012. Ecology and management of bark beetles (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in southern pine forests. *Journal of Integrated Pest Management* 3(2):1-7. Doi: 10.1603/IPM11025.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2015. Diagnóstico fitosanitario forestal del estado de Michoacán. Semarnat, Comisión Nacional Forestal (Conafor) y Comisión Forestal del Estado de Michoacán (Cofom). Morelia, Mich., México. 18 p. <https://cofom.michoacan.gob.mx/wp-content/uploads/2016/05/DIAGN%C3%93STICO-FITOSANITARIO-DEL-ESTADO-DE-MICHOAC%C3%81N-FINAL-1.pdf>. (9 de agosto de 2023).

Stahle, D. W., E. R. Cook, D. J. Burnette, J. Villanueva, ... and I. M. Howard. 2016. The Mexican drought atlas: tree-ring reconstructions of the soil moisture balance during the late pre-Hispanic, colonial, and modern eras. *Quaternary Science Review* 149:34-60. Doi: 10.1016/j.quascirev.2016.06.018.

Stahle, D. W., E. R. Cook, D. J. Burnette, M. C. A. Torbenson, ... and C. J. Crawford. 2020. Dynamics, variability, and change in seasonal precipitation reconstructions for North America. *Journal of Climate* 33(8):3173-3195. Doi: 10.1175/JCLI-D-19-0270.1.

Swetnam, T. W., M. A. Thompson and E. K. Sutherland. 1985. Spruce Budworms Handbook. Using dendrochronology to measure radial growth of defoliated trees. United States Department of Agriculture, Forest Service and Cooperative State Research Service. Washington, D. C., United States of America. 39 p.

Thornton, P. E., R. Shrestha, M. Thornton, S. C. Kao, Y. Wei and B. E. Wilson. 2021. Gridded daily weather data for North America with comprehensive uncertainty quantification. *Scientific Data* 8(1):190. Doi: 10.1038/s41597-021-00973-0.

Williams, A. P., C. D. Allen, C. I. Millar, T. W. Swetnam, ... and S. W. Leavitt. 2010. Forest responses to increasing aridity and warmth in the southwestern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(50):21289-21294. Doi: 10.1073/pnas.0914211107.

Zang, C. and F. Biondi. 2015. treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography* 38(4):431-436. Doi: 10.1111/ecog.01335.



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 \(CC BY-NC 4.0 Internacional\)](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.