

Tomado de: http://phytoimages.siu.edu/users/paraman1/7_3_12_5/Upload3July12f/ArcGlo1986a.jpg

Dinámica temporal de la infestación por muérdago enano (*Arceuthobium globosum* y *A. vaginatum*) en Zoquiapan (Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl), México

Temporal dynamics of dwarf mistletoe infestation (*Arceuthobium globosum* and *A. vaginatum*) in Zoquiapan (Iztaccíhuatl Popocatepetl National Park), Mexico

Mónica Elisa Queijeiro-Bolaños* y Zenón Cano-Santana

Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos. Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Av. Universidad 3000, D.F., México, C.P. 04510.

*Autor para correspondencia: mqueijeiro@ciencias.unam.mx

Fecha de recepción: 16 de enero de 2014 / Fecha de aceptación: 21 de enero de 2015

RESUMEN

Los muérdagos enanos se encuentran entre los parásitos forestales que tienen mayor impacto biológico y económico en los bosques templados; sin embargo, se sabe poco acerca de la dinámica temporal de la infestación. El objetivo de este trabajo fue conocer cómo cambia en el tiempo la incidencia de *Arceuthobium vaginatum* y *A. globosum* sobre *Pinus hartwegii* en la región de Zoquiapan, dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl, México. Durante dos años y medio (noviembre 2008 a

mayo 2011) se registró la incidencia de muérdago (proporción de árboles infestados), la abundancia de hospederos y la abundancia de pinos menores a 2 m en 24 parcelas de 3 300 m². Se encontró que la infestación es altamente variable entre fechas, especies y sitios, sin embargo, *A. vaginatum* mostró una mayor incidencia que *A. globosum* ($Z = 44.09$, $P < 0.0001$). Asimismo, la ocurrencia de incendios y la tala parecen haber afectado la incidencia de los muérdagos, e incluso, en algunos casos, se observaron rebrotes severos. La incidencia de *A. vaginatum* tuvo una correlación

negativa con la abundancia de pinos menores a 2 m ($rs = -0.414$, $P < 0.05$), por lo que esta especie pudo estar afectando el reclutamiento de individuos juveniles, mientras *A. globosum* no mostró una correlación significativa. Es necesario tomar en cuenta los sucesos estocásticos (como incendios) en los planes de manejo del muérdago enano, para mejorar la conservación de los recursos forestales.

PALABRAS CLAVE:

muérdago enano, *Pinus hartwegii*, Zoquiapan, infestación, incidencia.

ABSTRACT

Dwarf mistletoes are forest parasites of great impact on temperate forests, both at the biological and the economical level; however, little is known about the temporal dynamics of their infestation. The aim of this study was to investigate how the incidences of *Arceuthobium vaginatum* and *A. globosum* change through time in the Zoquiapan region, in the Iztaccíhuatl Popocatepetl National Park, Mexico. For two and a half years (november 2008 to may 2011), it was registered the incidence of dwarf mistletoe (proportion of infected trees), hosts abundance, and the abundance of pines smaller than 2 m in height on 24 plots of 3 300 m². Results show that infestation dynamics varies greatly, between species and plots, and that *A. vaginatum* showed a greater incidence than *A. globosum* ($Z = 44.09$, $P < 0.0001$). In addition to the above, the investigators found out that the occurrence of fires and logging apparently affected the mistletoe incidence, and even, in some cases, mistletoe regrowth was observed. The incidence of *A. vaginatum* had a negative correlation with small pines abundance ($r_s = -0.414$, $P < 0.05$), which could be indicating that there is a negative effect on sapling recruitment. It is necessary to incorporate the occurrence of stochastic phenomena (like fires) to dwarf mistletoe management programs, to improve the conservation of forest resources.

KEYWORDS: dwarf mistletoe, *Pinus hartwegii*, Zoquiapan, infestation, incidence.

INTRODUCCIÓN

Los muérdagos enanos (*Arceuthobium* spp., Santalales: Viscaceae) son plantas hemiparásitas, que desarrollan una estructura especializada llamada haustorio, por medio de la cual obtienen sus nutrientes minerales, agua y parte

de sus fotosintatos (> 70 %) a partir del sistema vascular de su hospedero (Press y Phoenix, 2005). Esta característica hace que los muérdagos enanos sean sujetos de estudio sumamente interesantes, ya que afectan a árboles de interés forestal (Heide-Jorgensen, 2008; Rist y col., 2008), aunado al hecho de que pueden mantener una asociación estrecha con otros organismos, como aves, mamíferos y artrópodos (Watson y Herring, 2012). En México tienen una amplia distribución en los bosques templados (Cibrián y col., 2007), parasitando particularmente gimnospermas, considerándose al país como un centro de diversidad al presentar 21 especies del género (Hawksworth y Wiens, 1996; Mathiasen y col., 2008).

A diferencia de otras especies de muérdago, que son dispersados por aves (Aukema, 2003; Mathiasen y col., 2008), los muérdagos enanos tienen una dispersión de tipo explosiva, en la cual las semillas son disparadas a gran velocidad por el efecto de una presión hidrostática dentro del fruto (Hawksworth y Wiens, 1996). Si la semilla alcanza un sitio seguro para la germinación, como son las ramas y grietas de la corteza del fuste del hospedero, se desarrolla el apresorio, que es la estructura que penetra hacia los haces vasculares del hospedero, y posteriormente comienza la formación del haustorio y la conexión con el xilema (Musselman y Press, 1995; Hawksworth y Wiens, 1996). De forma que, para la propagación de la infestación, es necesario que haya hospederos adecuados cercanos al árbol fuente, y que éstos posean una copa amplia capaz de interceptar las semillas; mientras que los eventos de intensificación de la infestación están dados por la reinfección del hospedero (Shaw y col., 2005). Debido a que la distancia de dispersión no supera los 14 m a 15 m (Robinson y Geils, 2006), y a que existen barreras físicas, como los

árboles no susceptibles a la infección (Shaw y col., 2005), es común que se creen zonas de infección donde los muérdagos se concentran en pocos árboles vecinos.

Los muérdagos enanos pueden tener un impacto imperceptible sobre el hospedero cuando la severidad (número de parásitos por hospedero) es baja; sin embargo, cuando esta variable tiene valores altos, el hospedero sufre un decremento en crecimiento, fecundidad y supervivencia (Press y Phoenix, 2005; Mathiasen y col., 2008). Esto lleva a pérdidas significativas de aproximadamente 2 millones de m³ en la producción anual de madera en rollo a nivel nacional.

Los parques nacionales no están exentos de la infestación por muérdago enano, ya que muchos de éstos concentran grandes masas de bosques templados. El Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl (PNIP), contemplando todas sus regiones, comprende un gradiente altitudinal entre los 3 000 m y los 5 480 m, por lo que es una zona geomorfológicamente compleja donde predominan los climas fríos (DOF, 2013). Por la confluencia de las zonas biogeográficas neártica y neotropical, presenta una gran diversidad biológica donde dominan los bosques de coníferas de alta montaña, con una dominancia de *Pinus hartwegii*, entre otras especies de gimnospermas (Rzedowski, 2006; DOF, 2013). En esta zona se encuentran dos especies de muérdago enano parasitando a *P. hartwegii*: *Arceuthobium globosum* y *A. vaginatum*, con incidencias entre el 3 % y el 77 % por alguna de estas dos especies (Hernández-Benítez y col., 2005; Queijeiro-Bolaños y col., 2011; 2013). Aún más, existen evidencias de que los disturbios antropogénicos como son los incendios, la tala, la ganadería y los tiraderos de basura, afectan la incidencia de muérdago en esta zona (Queijeiro-Bolaños y col., 2013).

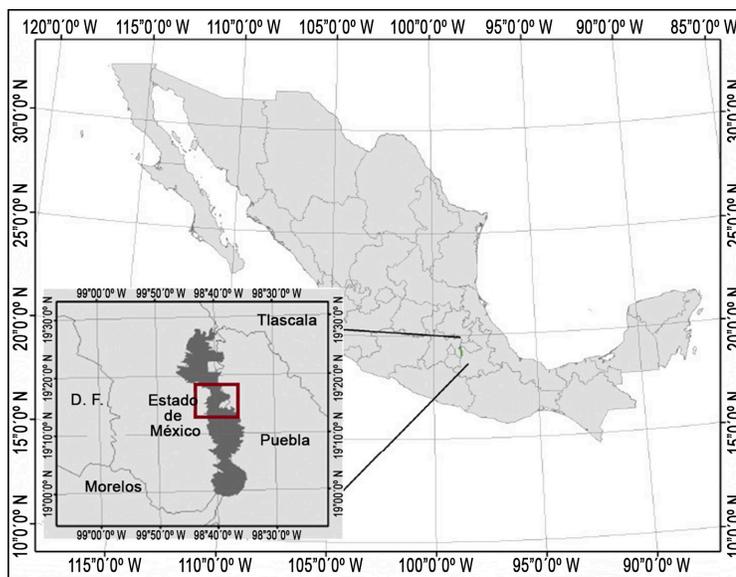
A pesar de que se han realizado



Figura 1

Ubicación del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. En el recuadro rojo se señala la región de Zoquiapan. Tomado de DOF (2013).

Figure 1. Location of the Iztaccíhuatl Popocatepetl National Park. The red frame indicates the Zoquiapan region. From DOF (2013).



estudios acerca del efecto del muérdago sobre el crecimiento del hospedero y su relación con la severidad de la infestación (Geils y Hawksworth, 2002), en general existen pocos estudios sobre la infestación por *Arceuthobium*, y en el caso particular de la dinámica de la infestación no se cuenta con trabajos al respecto. En México se han realizado principalmente estudios sobre el estado sanitario en los bosques templados, además del reconocimiento de las variables que influyen sobre la infestación (Musalem y Solís, 2000; Ramírez-Dávila y Porcayo-Camargo, 2010; Clark-Tapia y col., 2011). Para el PNIP, se ha registrado que la infestación está asociada positivamente a la altura y la cobertura de los pinos (Arriaga y col., 1988; Hernández-Benítez y col., 2005), además de que se asocia a las características topológicas de los sitios, como la altitud y la pendiente (Queijeiro-Bolaños y col., 2013), y que la infestación muestra ciertos patrones de agregación (Queijeiro-Bolaños y col., 2014). Debido a lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue establecer cómo cambia la infestación de dos especies de muérdago enano, *A. globosum* y *A. vaginatum*, a través del tiempo, en rodales de *P. hartwegii* dentro del PNIP.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio y especies de estudio

El estudio se llevó a cabo dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl (PNIP; Figura 1) en la región que corresponde a Zoquiapan y el Papayo, Estado de México (19°15'-29" N, 98°37'-45" O, 3 200 msnm a 3 438 msnm). La vegetación se compone principalmente por bosques de *P. hartwegii* y *Abies religiosa*, aunque también se pueden encontrar bosques mixtos de *P. hartwegii* con otras especies de *Pinus*, *Quercus*, *Cupressus*, *Abies* y *Alnus*.

El sotobosque está representado principalmente por pastos zacatonales como *Muhlenbergia robusta* y *Festuca* spp.; además de arbustos, como *Senecio* spp. y *Eupatorium* spp., y hierbas, como *Lupinus* spp. (Obieta y Sarukhán, 1981; DOF, 2013). El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano; la temperatura media anual es de 9.7 °C y la precipitación anual de 941 mm, con las lluvias concentradas de junio a septiembre (SMN, 2013).

En esta zona, *P. hartwegii* es parasitado por *Arceuthobium globosum* Hawksworth y Wiens subsp. *grandicaule* Hawksworth y Wiens y *Arceuthobium vaginatum* (Willdenow) Presl subsp. *vaginatum* (Figura 2) (Queijeiro-Bolaños y col., 2013). *A. globosum* es un arbusto que mide de 18 cm a 70 cm de largo, sus tallos son de color amarillo verdoso; presenta una antesis entre marzo y abril, y fructifica en agosto. *A. vaginatum* mide de 20 cm a 55 cm de largo, sus tallos son de color pardo o negro, tiene una antesis de enero a mayo, y fructifica de

julio a noviembre (Hawksworth y Wiens, 1996; Cibrián y col., 2007).

Obtención de datos

Se seleccionaron 24 parcelas permanentes de 60 m × 55 m, que tuvieran una clara dominancia de *Pinus hartwegii* (Tabla 1). Se consideró que 24 parcelas de 3 300 m² son una muestra representativa y manejable para realizar censos en distintas fechas. Dentro de cada parcela se muestrearon cuatro transectos de 60 m × 10 m, método comúnmente usado en censos forestales (Muir y Moody, 2002), dejando 5 m de separación entre sí. En cada transecto se tomaron los siguientes datos cada seis meses, por dos años y medio (noviembre 2008 a mayo 2011): total de individuos de *P. hartwegii* mayores y menores a 2 m, número de árboles infestados por *A. globosum* o por *A. vaginatum*, y número de árboles no hospederos. Debido a que los individuos de *P. hartwegii* menores a 2 m tienen una baja probabilidad de ser infestados (Hernández-Benítez y col., 2005), sólo se

contabilizó la infestación en los individuos mayores a dicha talla. A pesar de que un solo árbol puede presentar co-infestación por las dos especies, se contabilizó de manera individual cada especie para cumplir con el objetivo de conocer la dinámica para cada una.

Análisis de datos

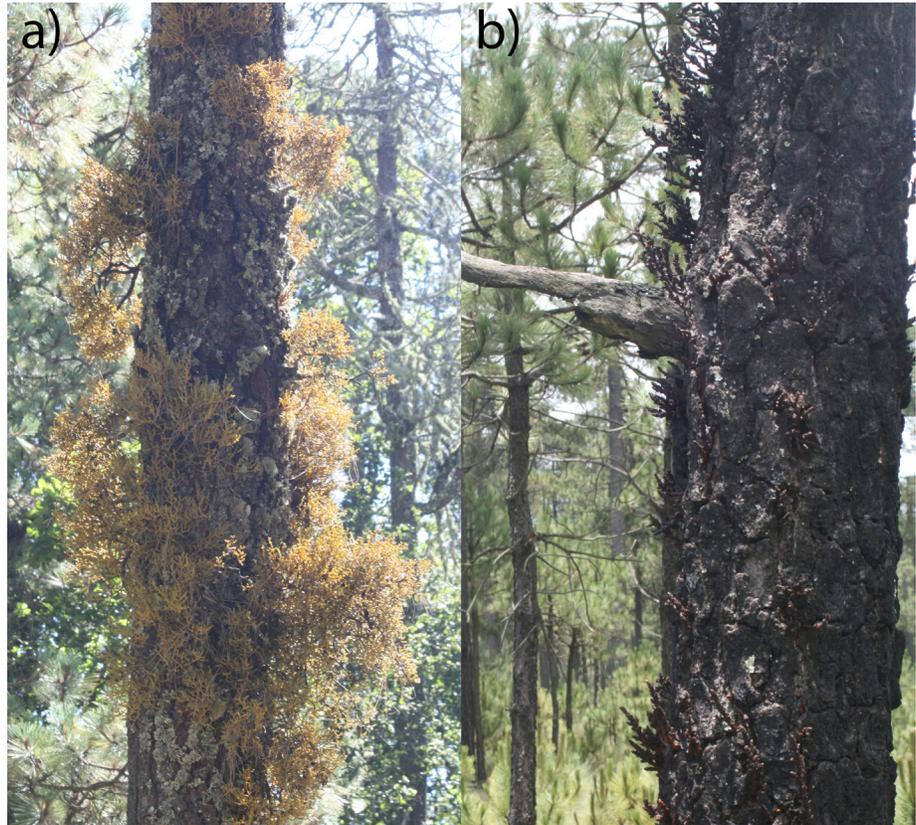
Se calculó la incidencia (proporción de individuos infestados) de *A. globosum* y de *A. vaginatum* en cada parcela, para cada una de las fechas de muestreo. Asimismo, se calculó la incidencia promedio de cada especie para cada fecha de muestreo y se obtuvo la incidencia general que incluye todas las fechas en conjunto. Para explorar las diferencias entre las proporciones de árboles infestados por cada especie de muérdago, se realizó una prueba de hipótesis para la diferencia entre dos proporciones (Z), tanto para cada temporada, como para todo el periodo en conjunto. Al tratarse de datos no independientes, se aplicó la corrección de Bonferroni, donde el nivel de significancia se ajusta como α/n , donde n se refiere al número de comparaciones realizadas (Zar, 2010). Adicionalmente, para saber si hay relación entre la infestación por muérdago y el reclutamiento de árboles juveniles, se hizo una correlación de Spearman (rs), entre el porcentaje de árboles infestados por cada especie de muérdago y la abundancia de pinos menores a 2 m.

RESULTADOS

La incidencia de las dos especies de muérdago enano fue sumamente variable entre parcelas y fechas de muestreo; sólo una parcela estuvo libre de infestación, mientras que en el resto se encontró a *A. vaginatum*; y *A. globosum* sólo se presentó en nueve de éstas (Tablas 1 y 2). *A. vaginatum* disminuyó su incidencia a lo largo del tiempo (de 0.30

Figura 2

a) *A. globosum* y b) *A. vaginatum* parasitando el tronco de árboles de *Pinus hartwegii*.
Figure 2. a) *A. globosum* and b) *A. vaginatum* parasitizing the stem of *Pinus hartwegii* trees.



a 0.22; Figura 3), mientras que *A. globosum* tuvo una temporada donde su incidencia se incrementó (noviembre 2008 a mayo 2009); sin embargo, ésta decreció durante el último año de muestreo (mayo 2010 a mayo 2011; Figura 3). En la incidencia promedio, considerando todas las temporadas y parcelas, fue siempre significativamente mayor la de *A. vaginatum* que la de *A. globosum* ($Z = 44.09$, $P < 0.0001$).

No se observa un patrón general de crecimiento o decrecimiento de la incidencia para cada parcela individual; aparentemente los cambios están influidos por procesos estocásticos, tales como incendios y/o tala, los cuales fueron eventos inesperados durante el transcurso de la investigación (Figura 4). Aunque no es posible distinguir una tendencia general en cuanto

a estos disturbios, en la mayoría de los casos, donde la incidencia decrece, se asocia a un evento de tala de pinos, ya sea remoción de árboles, poda de ramas o apertura de brechas/caminos (Figura 4).

La frecuencia de pinos por parcela, tanto de individuos menores como mayores a 2 m, fluctuó a lo largo del tiempo. El porcentaje de árboles infectados por *A. globosum* no presentó una correlación significativa con el número de árboles menores a 2 m ($rs = 0.196$, $P > 0.05$); en cambio, el porcentaje de árboles infestados por *A. vaginatum* presentó una correlación significativa y negativa con la frecuencia de árboles menores a 2 m ($rs = -0.414$, $P < 0.05$; Figura 5).

DISCUSIÓN

La incidencia de *A. vaginatum*

Tabla 1

Características generales de las parcelas de estudio. Número de pinos mayores a 2 m y menores a 2 m e infestados se presentan como el promedio de las diferentes fechas \pm e.e.

Table 1. General characteristics of study plots. Number of pines larger than 2 m and shorter than 2 m and infested are presented as the mean of the different sample date \pm s.e.

| Parcela | Georreferencia | | Altitud (m) | Pendiente (°) | Núm. pinos > 2 m | Núm. pinos < 2 m | Núm. pinos infestados | |
|---------|----------------|-------------|-------------|---------------|--------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| | | | | | | | <i>A. globosum</i> | <i>A. vaginatum</i> |
| 1 | 19°19'38.4" | 98°43'05.5" | 3 211 | 22 | 36 \pm 1.26 | 4.17 \pm 1.25 | 0 \pm 0 | 16.67 \pm 0.99 |
| 2 | 19°18'16.7" | 98°42'17.9" | 3 417 | 14 | 134.67 \pm 5.99 | 116.67 \pm 14.51 | 75.5 \pm 5.36 | 21.83 \pm 2.02 |
| 3 | 19°18'09.2" | 98°42'06.6" | 3 438 | 0 | 169.5 \pm 10.1 | 130.83 \pm 11.93 | 90.17 \pm 6.76 | 2.83 \pm 0.95 |
| 4 | 19°17'89.3" | 98°42'37.8" | 3 359 | 0 | 213 \pm 10.88 | 60.5 \pm 3.49 | 73.83 \pm 13.18 | 0.83 \pm 0.31 |
| 5 | 19°17'54.2" | 98°42'31.9" | 3 345 | 0 | 257.33 \pm 36.37 | 413.17 \pm 27.26 | 61.67 \pm 2.35 | 75 \pm 6.29 |
| 6 | 19°17'91.8" | 98°42'51.7" | 3 349 | 0 | 275 \pm 10.39 | 85.17 \pm 3.96 | 0 \pm 0 | 22.17 \pm 2.89 |
| 7 | 19°17'31.4" | 98°42'25.8" | 3 344 | 16 | 159.5 \pm 39.11 | 227.8 \pm 13.35 | 42.38 \pm 0.79 | 0 \pm 0 |
| 8 | 19°17'11.5" | 98°42'57.4" | 3 346 | 0 | 262.17 \pm 56.99 | 244 \pm 59.23 | 0 \pm 0 | 28 \pm 2.38 |
| 9 | 19°16'78.4" | 98°42'76.4" | 3 250 | 0 | 141.5 \pm 5.38 | 104.17 \pm 5.44 | 0 \pm 0 | 58.5 \pm 2.39 |
| 10 | 19°17'08.0" | 98°42'15.5" | 3 301 | 0 | 64.83 \pm 2.77 | 61 \pm 3.89 | 0 \pm 0 | 14.33 \pm 0.56 |
| 11 | 19°16'69.4" | 98°42'46.0" | 3 285 | 0 | 112 \pm 14.38 | 34.83 \pm 3.99 | 0 \pm 0 | 41.67 \pm 3.63 |
| 12 | 19°16'78.2" | 98°42'37.8" | 3 317 | 0 | 60 \pm 13.21 | 11.67 \pm 0.8 | 0 \pm 0 | 36 \pm 4.03 |
| 13 | 19°17'40.5" | 98°42'00.8" | 3 326 | 0 | 356.83 \pm 26.94 | 300.67 \pm 14.3 | 0 \pm 0 | 75.5 \pm 3.93 |
| 14 | 19°17'37.9" | 98°42'09.4" | 3 328 | 0 | 235.33 \pm 10.35 | 257.67 \pm 7.48 | 0 \pm 0 | 90.33 \pm 8.39 |
| 15 | 19°17'46.3" | 98°42'82.1" | 3 335 | 0 | 148.4 \pm 11.82 | 69.4 \pm 17.65 | 0 \pm 0 | 68.67 \pm 7.77 |
| 16 | 19°17'42.1" | 98°41'72.7" | 3 344 | 0 | 123.83 \pm 7.44 | 98.83 \pm 8.15 | 0 \pm 0 | 61.67 \pm 11.15 |
| 17 | 19°17'45.5" | 98°41'49.3" | 3 344 | 0 | 220.83 \pm 8.56 | 193.67 \pm 8.99 | 0 \pm 0 | 113.17 \pm 4.96 |
| 18 | 19°17'32.0" | 98°40'98.7" | 3 272 | 0 | 131.83 \pm 3.37 | 32.5 \pm 2.68 | 0 \pm 0 | 38.33 \pm 1.91 |
| 19 | 19°17'47.7" | 98°41'06.9" | 3 281 | 0 | 91.66 \pm 2.38 | 26.17 \pm 5.13 | 0 \pm 0 | 53.33 \pm 0.8 |
| 20 | 19°17'61.9" | 98°40'59.3" | 3 290 | 0 | 172 \pm 2.62 | 51.33 \pm 9.4 | 61.33 \pm 2.64 | 42.83 \pm 2.7 |
| 21 | 19°17'51.8" | 98°40'52.2" | 3 275 | 0 | 188 \pm 7.78 | 54.67 \pm 4.4 | 38.33 \pm 12.25 | 58.67 \pm 3.53 |
| 22 | 19°17'43.4" | 98°41'69.5" | 3 314 | 0 | 158.67 \pm 10.63 | 70.5 \pm 12.49 | 0 \pm 0 | 81.6 \pm 8.87 |
| 23 | 19°17'16.6" | 98°40'42.8" | 3 302 | 0 | 134.83 \pm 8.15 | 74.17 \pm 3.55 | 0 \pm 0 | 82.17 \pm 3.75 |
| 24 | 19°17'56.1" | 98°42'24.7" | 3 290 | 22 | 513.3 \pm 103.08 | 1267 \pm 140.4 | 9.67 \pm 2.36 | 70.5 \pm 2.11 |

Tabla 2

Intervalo en los valores obtenidos para el número de pinos y la incidencia de cada especie de muérdago enano, en las seis temporadas de muestreo.

| Variable | noviembre 2008 | mayo 2009 | noviembre 2009 | mayo 2010 | noviembre 2010 | mayo 2011 |
|-----------------------------------|----------------|-----------|----------------|-----------|----------------|-----------|
| Pinos > 2 m | 37 a 271 | 31 a 342 | 35 a 448 | 40 a 598 | 35 a 791 | 99 a 780 |
| Pinos < 2 m | 2 a 1343 | 0 a 1768 | 5 a 1461 | 5 a 1251 | 4 a 964 | 9 a 814 |
| Incidencia de <i>A. globosum</i> | 0 a 64.36 | 0 a 59.89 | 0 a 60.14 | 0 a 64.63 | 0 a 53.90 | 0 a 50.98 |
| Incidencia de <i>A. vaginatum</i> | 0 a 68.89 | 0 a 70.21 | 0 a 64.58 | 0 a 70.83 | 0 a 61.4 | 0 a 67.39 |

pareció disminuir, mientras que la de *A. globosum* creció o decreció según la temporada en el periodo de estudio; puede ser una respuesta a eventos estocásticos propios de la dinámica del bosque, debido a sucesos naturales (incendios) o antropogénicos (remoción de árboles, poda de ramas y apertura de nuevos caminos, así como incendios provocados). Esto sugiere que los muérdagos enanos representan un sistema muy variable y que son sensibles a las fluctuaciones de las actividades antropogénicas. Asimismo, revela que en general la incidencia no se está incrementando, por lo cual no representarían una amenaza para los recursos forestales de esta zona, al menos por el momento. Más aún, las incidencias de estas especies de muérdago están dentro del intervalo reportado para éstas y otras especies, que va desde 1.8 % hasta 77 % (Hernández-Benítez y col., 2005; Ramírez-Dávila y Porcayo-Camargo, 2010; Sarangzai y col., 2010), mostrando que la infestación sigue el mismo patrón.

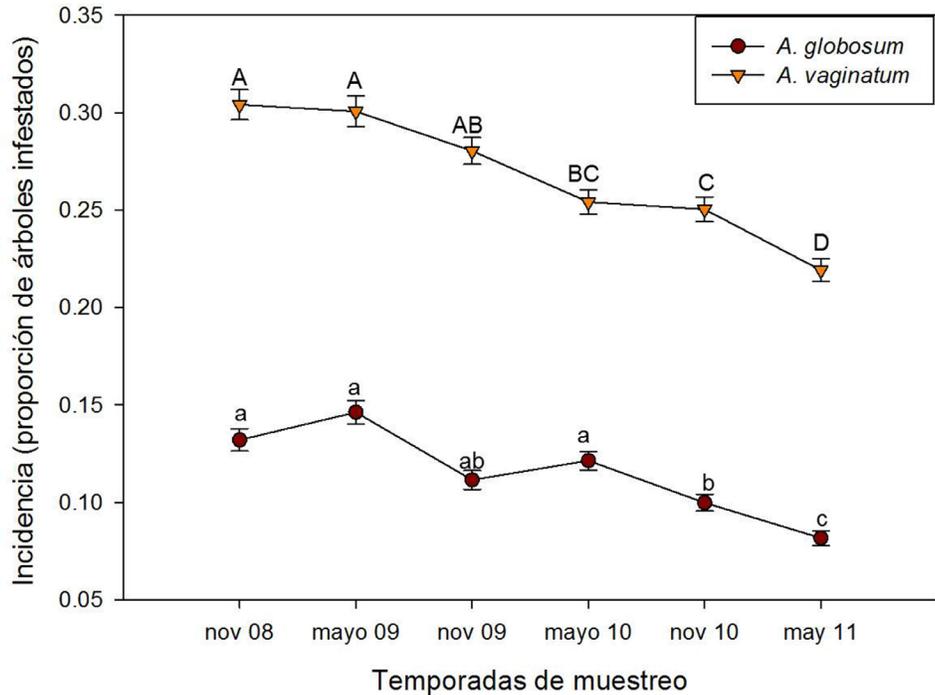
Existe poca información científica sobre la fluctuación temporal de la incidencia de especies de muérdago y, en específico de muérdago enano (*Arceuthobium globosum* y *A. vaginatum*). Reid y Smith (2000), monitorearon la dinámica de *Amyema preissii* en el norte de Australia por cinco años, durante los cuales observaron fluctuaciones en la infestación entre 11 % y 46 %; sin embargo, esto sucedió después de un tratamiento de remoción de muérdago, y los árboles presentaron una tasa de reinfección, lo que señala que la infestación por muérdago puede ser muy dinámica a corto plazo.

Se sabe que los muérdagos en general (Loranthaceae y Viscaceae), responden a las presiones ambientales (Hawksworth y Wiens, 1996; Mathiasen y col., 2008). Algunos estudios reportan que el muérdago tiende a incrementar su abundancia con el disturbio antropogénico,

Figura 3

Incidencia de *A. globosum* y *A. vaginatum* en *P. hartwegii* a través del tiempo. Las letras mayúsculas indican diferencias significativas en la infestación por *A. vaginatum*, las letras minúsculas indican diferencias significativas en la infestación por *A. globosum* (prueba de Z múltiple con corrección de Bonferroni).

Figure 3. Proportion of infested trees by *A. globosum* and *A. vaginatum* on *hartwegii* through time. Capital letters indicate significant differences on infestation by *A. vaginatum*, lower case letters indicate significant differences on infestation by *A. globosum* (Z multiple test with Bonferroni correction).



y generalmente están enfocados a que la fragmentación deja pocos sitios de percha y anidación para aves dispersoras de muérdago, ocasionando la formación de centros de infección en los árboles remanentes (Burguess y col., 2006; Kelly y col., 2008; Bowen y col., 2009; MacRaidl y col., 2010). Aunque no está claro aún para el caso de la tala, se ha visto que la disminución en la densidad de hospederos puede favorecer la infestación en los árboles remanentes (Donohue, 1995; Queijeiro-Bolaños y col., 2013), ya que los muérdagos reciben una mayor incidencia de luz, la cual es necesaria para la producción de estructuras vegetativas y reproductivas, además que se aumenta la probabilidad de infestación en los árboles remanentes (Bickford y col., 2005). Además, los pinos hospederos

experimentan menos competencia por recursos al tener una menor cantidad de árboles vecinos, derivando por lo tanto, una mayor cantidad de recursos hacia las hemiparásitas (Bickford y col., 2005). En el otro extremo, la poda desmedida no sólo puede reducir la infestación sino que afecta el desempeño de los hospederos (Endara-Agramont y col., 2012).

En el presente estudio, la presencia de incendios parece haber afectado también la incidencia de muérdago enano. Se ha reportado que los incendios controlados pueden ser una forma de manejo efectiva del muérdago enano (Kipfmüller y Baker, 1998), ya que los hospederos son resistentes a los incendios, mientras que los muérdagos son muy sensibles a éstos (Kipfmüller y Baker,

Figura 4

Porcentaje de árboles infestados por *A. globosum* (rojo) y *A. vaginatum* (naranja) en cada una de las parcelas. Se omitió la parcela 7, ya que fue la única donde no se encontró ninguna de las dos especies de muérdago. Se señalan eventos de tala (T), poda de ramas (P), apertura de brechas o caminos (C) e incendios (F).

Figure 4. Percentage of trees infested by *A. globosum* (red) and *A. vaginatum* (orange) on each plot. Plot 7 was omitted because it showed no infestation by any of the species. Events of logging (T), branch pruning (P), opening of roads (C) and fires (F) are reported.

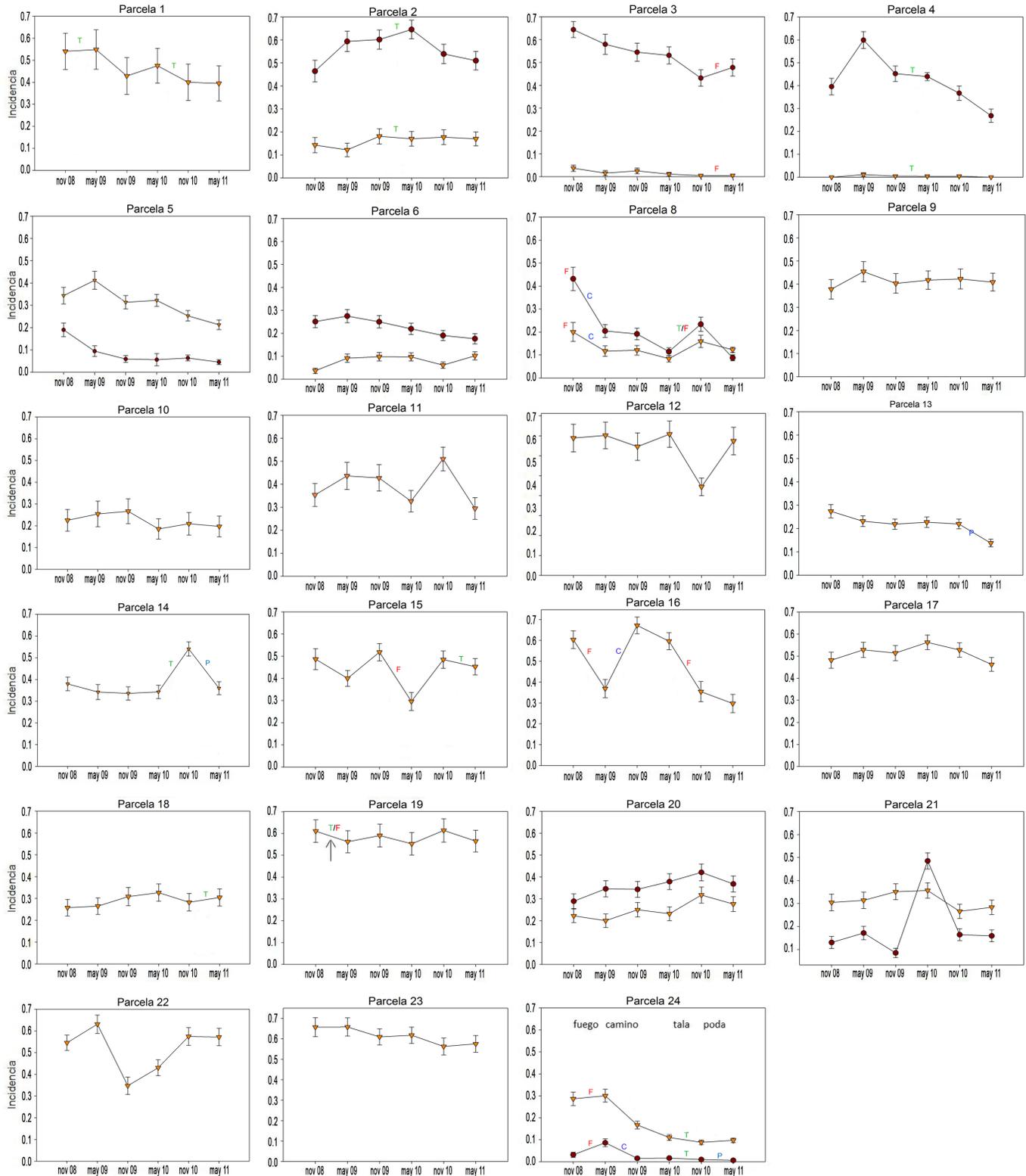
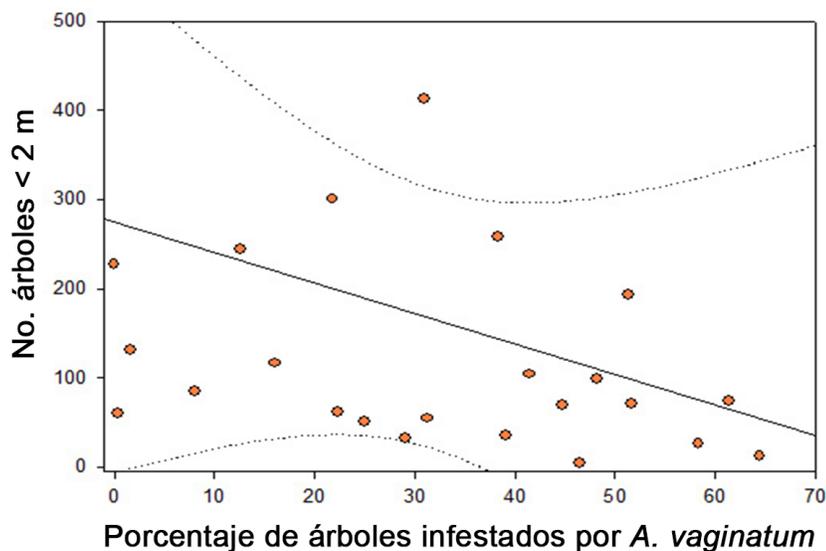


Figura 5

Correlación entre el porcentaje de árboles infestados por *A. vaginatum* y el número de pinos menores a 2 m.

Figure 5. Correlation between the percentage of trees infested by *A. vaginatum* and the number of pines smaller than 2 m.



1998; Rodríguez-Trejo y col., 2004). Sin embargo, las evidencias de otros estudios son contradictorias. Por ejemplo, Hessburg y col. (2008), sostienen que tratamientos experimentales de aclareo e incendios prescritos no disminuyeron la severidad del muérdago de manera significativa. Como se puede ver en este estudio, en algunas parcelas, después de los incendios, la incidencia decreció. Más aún, la relación entre muérdagos e incendios es compleja, ya que las hemiparásitas afectan la cantidad y tipo de material combustible en el bosque, al incrementar la cantidad de material inflamable (Stanton y Hadley, 2010).

En este estudio, tanto la tala como los incendios se presentaron en temporadas seguidas o incluso en la misma temporada, lo que afectó en gran medida la incidencia. Aunque en las parcelas estudiadas no se observó algún efecto negativo de los disturbios sobre la mortalidad de los hospederos, se sabe que si éstos son muy intensos pueden diezmar las poblaciones de pinos (DOF, 2013).

Se ha reportado, por ejemplo, que en la zona ha disminuido la cobertura vegetal en un 30 %, debido a la tala y otros factores (DOF, 2013), lo cual puede tener como consecuencias a futuro, el cambio en la incidencia de muérdago enano, además de que tiene efectos negativos sobre las poblaciones de *P. hartwegii*. Aunque existen evidencias previas de que la tala y los incendios tienen una fuerte influencia sobre la incidencia de estas dos especies de muérdago enano (Queijeiro-Bolaños y col., 2013), y al parecer influyen sobre las fluctuaciones temporales, es necesario dirigir esfuerzos experimentales para conocer el efecto del disturbio a lo largo del tiempo.

El número de individuos de *P. hartwegii*, en este caso, fluctuó a través del tiempo. En otros estudios se ha visto que se debe a la mortalidad de los hospederos, ya sea por la infección o por otras causas naturales (Reid y Smith, 2000); sin embargo, en el presente estudio se debió a la remoción o crecimiento de los árboles: cuando la frecuencia de

árboles > 2 m decreció, fue debido a la tala y la apertura de caminos. En cambio, el aumento en el número de estos árboles, tal vez se daba por el crecimiento de los árboles menores que ya alcanzaban una talla mayor a los 2 m. Asimismo, el incremento en árboles pequeños pudo deberse al reclutamiento de nuevos individuos. La presencia de *A. globosum* no está correlacionada con el número de árboles menores a 2 m; sin embargo, *A. vaginatum* sí lo está, lo que puede ser un indicador de que en los rodales infestados por esta especie hay un menor reclutamiento de individuos juveniles y que su parasitismo sí tiene efectos sobre la fecundidad del hospedero. Es sabido que la infección de muérdago enano reduce el éxito reproductivo de los hospederos, ya que la producción de conos y semillas es afectada, por lo tanto disminuye el reclutamiento (Geils y Hawksworth, 2002). Sin embargo, se necesitan más estudios dirigidos a conocer el efecto del parasitismo por *A. vaginatum* sobre la fecundidad y la adecuación de *P. hartwegii*. Cabe señalar que la tala y la poda no fue dirigida a los individuos de esta talla.

CONCLUSIONES

La infestación por muérdago enano dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl (PNIP), no representarían actualmente una amenaza para los rodales de *P. hartwegii*, ya que la incidencia de la infestación, al menos para el período de estudio, no se incrementó, y las poblaciones de muérdago son reguladas por la dinámica y perturbaciones del bosque. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que el disturbio antropogénico puede modificar la infestación, favoreciendo una mayor incidencia y rebrotes severos posteriores. Esto debe ser tomado en cuenta para los planes de manejo y saneamiento forestal dentro del PNIP, para una mejor conservación de sus recursos.

REFERENCIAS

- Arriaga, L., Franco, M., and Sarukhán, J. (1988). Identification of natural groups of trees in uneven-aged forests using multivariate methods. *Journal of Ecology*. 76: 1092–1100.
- Aukema, J. E. (2003). Vectors, viscin, and Viscaceae: mistletoes as parasites, mutualists, and resources. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1(3): 212–219.
- Bickford, C. P., Kolb, T. E., and Geils, B. W. (2005). Host physiological condition regulates parasitic plant performance: *Arceuthobium vaginatum* subsp. *cryptopodium* on *Pinus ponderosa*. *Oecologia*. 146(2): 179–189.
- Bowen, M. E., McAlpine, C. A., House, A. P. N., and Smith, G. C. (2009). Agricultural landscape modification increases the abundance of an important food resource: mistletoes, birds and brigalow. *Biological Conservation*. 142: 122–133.
- Burguess, V. J., Kelly, D., Robertson, A. W., and Ladley, J. J. (2006). Positive effects of forest edges on plant reproduction: literature review and a case study of bee visitation to flowers of *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae). *New Zealand Journal of Ecology*. 30: 179–190.
- Cibrián, D., Vázquez, I. y Cibrián, J. (2007). Muérdagos enanos del género *Arceuthobium*. En D. Cibrián, D. Alvarado y S. García (Eds.), *Enfermedades forestales en México* (pp. 357–395). Montecillo, Estado de México, México: Universidad Autónoma de Chapingo.
- Clark-Tapia, R., Torres-Bautista, B., Alfonso-Corradó, C., Valdez-Hernández, J., González-Adame, G., Bretado-Velásquez, J. y Campos-Contreras, J. (2011). Análisis de la abundancia y la infección por muérdago en Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques*. 17(2): 19–33.
- DOF, Diario Oficial de la Federación (2013). Acuerdo por el cual se da a conocer el resumen del Programa de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. [En línea]. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5294188&fecha=02/04/2013. Fecha de consulta: 5 de septiembre de 2013.
- Donohue, K. (1995). The spatial demography of mistletoe parasitism on a Yemeni *Acacia*. *International Journal of Plant Sciences*. 156(6): 816–823.
- Endara-Agramont, A. R., Franco-Maass, S., Nava-Bernal, G., Valdez-Hernández, J. I., and Fredericksen, T. S. (2012). Effect of human disturbance on the structure and regeneration of forests in the Nevado de Toluca National Park, Mexico. *Journal of Forestry Research*. 23(1): 39–44.
- Geils, B. W. and Hawksworth, F. G. (2002). Damage, Effects, and Importance of Dwarf Mistletoes. En B. W. Geils, J. Cibrián-Tovar, and B. Moody (Eds.), *Mistletoes of North American Conifers* (pp. 57–66). Ogden, EUA: USDA Forest Service General Technical Report.
- Hawksworth, F. G. and Wiens, D. (1996). *Dwarf Mistletoes: Biology, Pathology, and Systematics*. Washington, D.C.: USDA Forest Service. 410 Pp.
- Heide-Jorgensen, H. (2008). *Parasitic flowering plants*. Leiden, Holanda. Brill. 438 Pp.
- Hernández-Benítez, R., Cano-Santana, Z. y Castellanos-Vargas, I. (2005). Incidencia de infestación de *Arceuthobium globosum grandicaule* (Hawks y Wiens) en *Pinus hartwegii* (Lindl.). *Ciencia Forestal en México*. 30: 79–86.
- Hessburg, P. F., Povak, N. A., and Salter, R. B. (2008). Thinning and prescribed fire effects on dwarf mistletoe severity in an eastern Cascade Range dry forest, Washington. *Forest Ecology and Management*. 255(7): 2907–2915.
- Kelly, D., Ladley, J. J., Robertson, A. W., and Crowfoot, L. (2008). Flower predation by *Zelleria maculate* (Lepidoptera) on *Peraxilla* mistletoes: effects of latitude and fragmentation, an impact on fruit set. *New Zealand Journal of Ecology*. 32: 186–196.
- Kipfmüller, K. and Baker, W. (1998). Fires and dwarf mistletoe in a Rocky Mountain lodgepole pine ecosystem. *Forest Ecology and Management*. 108: 77–84.
- MacRaid, L. M., Radford, J. Q., and Bennet, A. F. (2010). Non-linear effects of landscape properties on mistletoes parasitism in fragmented agricultural landscapes. *Landscape Ecology*. 25: 395–406.
- Mathiasen, R. L., Shaw, D. C., Nickrent, D., and Watson, D. (2008). Mistletoes. Pathology, Systematics, Ecology, and Management. *Plant Disease*. 92(7): 988–1006.
- Muir, J. A. and Moody, B. (2002). Dwarf mistletoe surveys. En B. W. Geils, J. Cibrián-Tovar, and B. Moody (Eds.), *Mistletoes of North American Conifers* (pp. 67–74).
- Ogden, EUA: USDA Forest Service General Technical Report.
- Musálem S. M. A. y Solís M. A. (2000). Monografía de *Pinus hartwegii*. Chapingo, México: Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro de Investigación Regional del Centro-Campo Experimental Valle de México. 96 Pp.
- Musselman, L. and Press, M. (1995). Introduction to parasitic plants. En M. Press y J. Graves (Eds.), *Parasitic plants* (pp. 1–13). Londres, RU: Chapman and Hall.
- Obieta, C. y Sarukhán, J. (1981). Estructura y composición de la vegetación herbácea de un bosque uniespecífico de *Pinus hartwegii*: 1. Estructura y composición florística. *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana*. 41: 75–125.
- Press, M. C. and Phoenix, G. K. (2005). Impacts of parasitic plants on natural communities. *The New Phytologist*. 166(3): 737–751.
- Queijeiro-Bolaños, M. E., Cano-Santana, Z. y Castellanos-Vargas, I. (2011). Distribución diferencial de dos especies de muérdago enano sobre *Pinus hartwegii* en el área natural protegida “Zoqueiapan y anexas”, Estado de México. *Acta Botanica Mexicana*. 96: 49–57.
- Queijeiro-Bolaños, M. E., Cano-Santana, Z. and Castellanos-Vargas, I. (2013). Does disturbance determines the prevalence of dwarf mistletoe (*Arceuthobium*, Santalales:Viscaceae) in Central Mexico? *Revista Chilena de Historia Natural*. 86: 181–190.
- Queijeiro-Bolaños, M. E., Cano-Santana, Z., and García Guzmán, G. (2014). Incidence, severity, and aggregation patterns of two sympatric dwarf mistletoe species (*Arceuthobium* spp.) in Central Mexico. *European Journal of Forest Research*. 113(2): 297–306.
- Ramírez-Dávila, J. F. y Porcayo-Camargo, E. (2010). Estudio comparativo de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. *Bosque*. 31(1): 28–38.
- Reid, N. and Smith, M. S. (2000). Population dynamics of an arid zone mistletoe (*Amyema preissii*, Loranthaceae) and its host *Acacia victoriae* (Mimosaceae). *Australian Journal of Botany*. 48: 45–58.
- Rist, L., Shaanker, R. U., Milner-Gulland, E. J., and Ghazoul, J. (2008). Managing mistletoes: The value of local practices for a non-timber forest resource. *Forest Ecology and Management*. 255(5-6): 1684–1691.
- Robinson, D. C. E. and Geils, B. W. (2006). Modelling dwarf mistletoe at three scales: life history, ballistics and contagion. *Ecological Modelling*. 199(1): 23–38.
- Rodríguez-Trejo, D. A., Martínez-Hernández, H. C. y Ortega-Baranda, V. (2004). Ecología del fuego en bosques de *Pinus hartwegii*. En L. Villers-Ruiz y J. López-Blanco. *Incendios forestales en México. Métodos de evaluación* (pp. 103–120). México, D.F., México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México. Distrito Federal, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. [En línea]. Disponible en: http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf. Fecha de consulta: 3 de octubre de 2012.
- Sarangzai, A. M., Khan, N., Wahab, M., and Kakar, A. (2010). New spread of dwarf mistletoe (*Arceuthobium oxycedri*) in juniper forests, Ziarat, Balochistan, Pakistan. *Pakistani Journal of Botany*. 42(6): 3709–3714.
- Shaw, D. C., Chen, J., Freeman, E. A., and Braun, D. M. (2005). Spatial and population characteristics of dwarf mistletoe infected trees in an old-growth Douglas-fir western hemlock forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 35: 990–1001.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2013). Normales climatológicas. [En línea]. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/>. Fecha de consulta: 2 de junio de 2013.
- Stanton, S. and Hadley, K. S. (2010). Influence of western dwarf mistletoe (*Arceuthobium campylopodum* Engelm.) on surface fuels and snag abundance in mature ponderosa pine and mixed conifer stands in central Oregon. *Natural Areas Journal*. 30(3): 261–270.
- Watson, D. M. and Herring, M. (2012). Mistletoe as a keystone resource: an experimental test. *Proceedings of the Royal Society*. 279: 3853–3860.
- Zar, J. (2010). *Biostatistical analysis*. New Jersey, EUA: Prentice Hall. 944 Pp.