



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

EFECTO DEL DISTURBIO POR TALA SOBRE LA INTENSIDAD
DE LA INFESTACIÓN POR *Arceuthobium vaginatum*,
EN ZOQUIAPAN, ESTADO DE MÉXICO, MÉXICO

TESIS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

PRESENTA:

Tania Karina Oseguera Olalde

Tutor:

Dra. Mónica Elisa Queijeiro Bolaños



Ciudad Universitaria, Cd.Mx., 2017.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Hoja de datos del jurado

1. Datos del alumno

Oseguera
Olalde
Tania Karina
54 21 07 11
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
307141848

2. Datos del Tutor

Dra.
Mónica Elisa
Queijeiro
Bolaños

3. Datos del sinodal 1

Dr.
Roberto
Lindig
Cisneros

4. Datos del sinodal 2

Dra.
Lucía Oralia
Almeida
Leñero

5. Datos del sinodal 3

M. en C.
Irene
Pisanty
Baruch

6. Datos del sinodal 4

Dr.
Héctor Mario
Benavides Meza

7. Datos del trabajo escrito

Efecto del disturbio por tala sobre la intensidad de la infestación por *Arceuthobium vaginatum* en Zoquiapan, Estado de México, México.
61pp.
2017

A mis padres

A mi tía Elena, a mi amigo Diego Z. y a mi primo Sergio.

*“La mejor defensa de la ciencia bajo los ataques reaccionarios
es insistir en una ciencia para el pueblo.”*

Richard Levins

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México por haberme acogido, permitido descubrirme y brindarme el espacio para desarrollarme. Por darme la oportunidad de conocer a las personas más increíbles, tanto maestros como alumnos (y algunas cuantas personalidades que no hubiera conocido en ningún otro lado).

A mi tutora, por ser una persona brillante, dedicada y amable. Por transmitirme sus conocimientos y afecto por las plantas parásitas. Agradezco mucho su paciencia, amistad y confianza (y la de sus papás) para abrirnos las puertas de su casa en Zoquiapan. Fue una gran experiencia tenerte como tutora, aprendí mucho de ti y eres un gran referente como persona e investigadora para mí.

A mis sinodales la Dra. Lucía Almeida, el Dr. Roberto Lindig, la M. en C. Irene Pisanty y el Dr. Héctor Benavides, por su disposición y sus comentarios para mejorar este trabajo.

Al proyecto PAPIIT IN22092 “Ecología del muérdago enano (*Arceuthobium* spp.) en el Centro de México” a cargo del Dr. Zenón Cano Santana. Por el financiamiento a esta línea de investigación y por la beca otorgada para la realización de esta tesis.

A la M. en C. María Esther Sánchez Coronado y a la Dra. Alma Orozco Segovia del Laboratorio de Ecología Fisiológica por el préstamo de equipo para poder hacer las mediciones de RFA en campo.

A la Dra. Lucy Mora Palomino del Instituto de Geología, por las facilidades para poder hacer mis mediciones de suelos en campo.

A todos los integrantes del Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos. Empezando por el Dr. Zenón Cano que es una gran inspiración como ecólogo, como profesor y persona, por tratarnos de infundir la pasión por la ecología.

Al M. en C. Iván Castellanos por todo su apoyo técnico durante mi estancia en el taller y por la enseñanzas durante mi clase de Ecología.

A todos los maestros del Taller de Ecología Terrestre y Manejo de Recursos Bióticos, por su esfuerzo en construir un ambiente estimulante para el aprendizaje y la elaboración de nuestros proyectos de tesis.

A toda la gente que me acompaño y ayudo en campo (Lalo, Isaí, Gaby, Ixchel, Albert, Andrés, José Antonio), porque sin ustedes este trabajo no hubiera sido posible.

A mis amigos del taller (Quetzalli, Isai, Gabo, Jazmín, José Antonio, Lalo, Leilani, Karen, Martha, Ferchis, Lidia, Luisa, Dani, Carmen, Citlali, Adriana y Ari), porque con ustedes compartí muchas experiencias divertidas (congresos, seminarios, muestreos, exposiciones y comilonas de taller) y al mismo tiempo fueron mis compañeros de sufrimiento en los momentos de estrés durante mi proceso de tesis.

A mis queridas Carmelas, por ser tan trabajadoras, ocurrentes y carismáticas.

A mis amigos de la carrera (Leilani, Karen, Fátima, Ricardo, Edna, Sebas, Leilani, Ilse, Iván, Viri, Diana, Tania Lara, Daniel, Memo y Andrés) por haber sido siempre un gran apoyo durante la carrera y en otras situaciones.

A mis queridos amigos desde CCH (Aleida, Karen Avalos, Elena, Ladislao, Diego Román, Elisa, y Lorena) a quienes admiro y quienes me inspiran todo el tiempo.

A mis tres de mis amistades más longevas: a Tanilla por ser mi amiga y mi diseñadora en todos los proyectos locos durante la carrera y por mostrarme la importancia del trabajo interdisciplinario; a Angie por su apoyo y comprensión tanto en mis materias como la vida; a Kari, por acompañarme desde que éramos niñas y por siempre darme perspectiva.

A mis amigo Ferchis, a quien admiro mucho por ser mi consejero tanto en la carrera como en la militancia.

A Gaby, mi amiga más guerrera de toda la carrera, por tenerme paciencia, apoyarme en los trabajos de campo, en las locuras del activismo en la facultad y en la vida.

A dos de mis grandes influencias y mis incondicionales durante toda mi vida: mis padres. Les agradezco infinitamente porque este esfuerzo también fue suyo.

A mi familia, cuyo apoyo, cariño y aguante durante todo mi ciclo de vida siempre atesoraré.

ÍNDICE

RESUMEN	9
I. INTRODUCCIÓN	11
1.1. Las plantas parásitas y los muérdagos enanos	11
1.1.1. <i>Ciclo de vida del muérdago enano</i>	12
1.1.2. <i>Especificidad al hospedero</i>	14
1.1.3. <i>Factores ecológicos que afectan la dispersión, la distribución y el establecimiento del muérdago enano</i>	15
1.1.4. <i>Efectos del muérdago enano en poblaciones y comunidades</i>	15
1.2. Disturbio y tala	17
1.3. Muérdagos y disturbio	20
1.3.1. <i>Incendios</i>	20
1.3.2. <i>Fragmentación</i>	21
1.3.3. <i>Aclareo como práctica silvicultural</i>	22
1.4. Justificación	23
1.5. Objetivos y Predicciones	23
II. MATERIALES y MÉTODOS	24
2.1. Especies de estudio	24
2.2. Sitio de estudio	26
2.3. Métodos	29
2.3.1. <i>Muestreo</i>	29
2.3.2. <i>Análisis estadístico</i>	33
III. RESULTADOS	34
3.1 Características generales de los sitios	34

3.2. Diferencias entre sitios	36
3.3. Estructura de tamaños de los hospederos	39
3.4. Infección por muérdago según la categoría de tamaño	43
3.5. Intensidad de la infestación	45
IV. DISCUSIÓN y CONCLUSIONES	47
4.1. Características de los sitios	47
4.2. Efecto de la tala sobre la infestación	50
4.3. Conclusiones	52
4.4. Consideraciones a ser estudiadas	53
LITERATURA CITADA	55

Oseguera-Olalde, T.K. 2017. Efecto del disturbio por tala sobre la intensidad de la infestación por *Arceuthobium vaginatum* en Zoquiapan, Estado de México, México. Tesis profesional (Biología). Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, Cd.Mx. 61pp.

RESUMEN

El muérdago puede ejercer efectos negativos fuertes sobre el crecimiento, la fecundidad y la supervivencia del hospedero, debido a que dependen parcial o totalmente de éste para la obtención de carbono, nutrientes y agua. No obstante que la presencia de muérdago puede incrementar la diversidad de organismos asociados, su sobreabundancia puede tener efectos negativos en los ecosistemas. Se piensa que el disturbio por tala ha causado un aumento en la densidad del muérdago enano *Arceuthobium vaginatum* en Zoquiapan (Edo. de Méx), ya que se ha reportado que la tala parece favorecer la incidencia de dos especies de muérdago enano en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP); esto es relevante debido a que el PNIP, en particular la zona de Zoquiapan, se encuentra bajo un fuerte régimen de disturbio por tala.

Debido a lo anterior, el objetivo de este trabajo fue el de conocer el efecto del disturbio por tala sobre la intensidad de la infestación por *Arceuthobium vaginatum* en *Pinus hartwegii* en la zona de Zoquiapan, en el PNIP.

Se muestrearon ocho sitios con diferentes niveles de tala, en los que se registró la densidad, el tamaño de los hospederos (altura, diámetro a la altura del pecho (DAP), área basal (AB) y cobertura), la severidad y la incidencia de la infestación, así como la radiación fotosintéticamente activa (RFA) debajo de cada árbol. Asimismo, se cuantificó el número de tocones y el estado de decaimiento que presentaban éstos en cada sitio, como indicadores de tala.

Los resultados mostraron que en los sitios con la menor densidad de individuos fue en donde se encontraban los árboles de mayor tamaño, lo cual es muy probablemente producto de aclareo natural. También se observó que en donde había una mayor

densidad de individuos es en donde se encontraban los árboles de menor tamaño, posiblemente ligado a un proceso de regeneración o a competencia intraespecífica.

Asimismo, se vio que se presentan un mayor número de individuos infectados de los esperados en los primeros intervalos de tamaño, debido a la alta disponibilidad de individuos pequeños. Sin embargo, la severidad (número de muérdago por árbol) de la infestación de *A. vaginatum* está significativa y positivamente influida por el DAP de los hospederos.

No se observó un patrón claro entre el área basal de los tocones y la intensidad de la infestación, donde se esperaba que los sitios que presentaran la mayor AB de tocones correspondieran con los sitios en los que se registró la mayor severidad e incidencia de muérdago enano y viceversa. Sin embargo, esto no ocurrió, ni se vio una diferencia clara en la densidad ni tipo de tocones entre los sitios, por lo que se concluye que la incidencia y la severidad de la infestación por *A. vaginatum* no está siendo directamente influida por la tala, sino por la estructura de los rodales de *P. hartwegii*

Palabras clave: *Arceuthobium vaginatum*, bosque templado, disturbio, infestación, *Pinus hartwegii*, plantas parásitas, PNIP, tala, severidad, Zoquiapan.

I.INTRODUCCIÓN

1.1. Las plantas parásitas y los muérdagos enanos

Las plantas parásitas son un grupo de angiospermas taxonómicamente diverso, cuyos requerimientos de carbono, nutrientes y agua dependen parcial o totalmente de sus hospederos (Musselman y Press, 1995). Estos elementos son adquiridos por la planta parásita al unirse a las raíces o ramas de los hospederos a través de estructuras especializadas llamadas haustorios, que penetran el xilema del hospedero formando conexiones estrechas con el floema y/o xilema (Musselman y Press, 1995). El sitio de unión al hospedero clasifica al parásito, ya sea como un parásito de las raíces o de las ramas; mientras que la presencia o ausencia de cloroplastos funcionales lo define además como hemiparásita u holoparásita (Musselman y Press, 1995).

Las plantas parásitas (aproximadamente el 1% de todas las especies de angiospermas) se encuentran representadas por 270 géneros y más de 20 familias, con formas de vida muy diversas; como son hierbas anuales o perennes y arbustos (Press y Phoenix, 2005). Dentro de las plantas parásitas, los muérdagos (orden Santalales) son un grupo ampliamente distribuido, que son ecológicamente importantes en los bosques del todo el mundo (Mathiasen *et al.*, 2008).

El término muérdago no define un linaje de plantas, sino a un grupo que engloba a todas las especies hemiparásitas de ramas dentro del orden Santalales, que se encuentran dentro de un amplio intervalo de hábitats a través de todos los continentes, excepto el Antártico. Estas plantas tienen en común que se unen al tallo de otras plantas y que sus semillas están recubiertas de un mucílago llamado viscina (Aukema, 2003; Mathiasen *et al.*, 2008). Aunque existen cinco familias, Loranthaceae y Viscaceae son las que contienen la mayoría de las especies de muérdago (> 98%) (Watson, 2001).

Algunas especies de muérdagos parasitan un amplio número de hospederos de diferentes familias, en contraste con otros muérdagos que se especializan únicamente en una sola especie de hospedero (Mathiasen *et al.*, 2008). La elección de hospedero

también puede llegar a involucrar otros muérdagos; a esta asociación facultativa se le conoce como hiperparasitismo (Mathiasen *et al.*, 2008).

Los muérdagos del género *Arceuthobium* (Viscaceae), mejor conocidos como muérdagos enanos por su tamaño reducido, son un grupo de plantas con flor, generalmente con tamaños menores a 20 cm de largo, que presentan diversas coloraciones (amarillo, café, negro o rojo) y que son parásitos aéreos de árboles de las familias Pinaceae y Cupressaceae (Hawksworth y Wiens, 1996). Están ampliamente reconocidos como los muérdagos más especializados de los siete géneros que componen a la familia Viscaceae (Hawksworth y Wiens, 1996).

Algunas de las características que hacen a *Arceuthobium* único entre los muérdagos, son las siguientes: presentan una extrema reducción en tamaño (hasta 5 mm de alto en el caso de *A. minutissimum*); poseen un mecanismo altamente efectivo de dispersión explosiva de las semillas, en contraste con las semillas de la mayoría de los muérdagos que son dispersados por aves; presentan frutos bicolores, tallos con patrones variantes (anómalos) de crecimiento secundario y filotaxia decusante (arreglo de dos hojas opuestas unidas por sus bases en cada nodo); tienen estomas abundantes en la epidermis abaxial, pero son escasos o ausentes en la epidermis adaxial y estas están cubiertas por una capa gruesa de cutícula que puede ser cerosa (Hawksworth y Wiens, 1996).

1.1.1. Ciclo de vida del muérdago enano. El ciclo de vida de *Arceuthobium* comienza cuando los frutos maduros liberan su semilla explosivamente al aire en los meses de agosto y septiembre (Figura 1A). Posteriormente, durante los meses de septiembre y octubre las semillas que caen sobre las acículas se pegan con la viscina (pegamento natural con el que se adhieren a los árboles) y germinan para formar un callo de penetración que se introduce al floema y el cambium del hospedero (Figura 1B). Un año después, por el sitio de penetración surgen los primeros brotes aéreos (Figura 1C). El sistema endofítico se desarrolla a partir del cambium del hospedero y en el floema existe abundante tejido del muérdago. En el xilema, cada año los nuevos anillos de madera rodean a los haustorios (Figura 1D). Las plantas femeninas requieren de dos años para formar sus primeras flores y la polinización ocurre en los meses de

marzo a mayo (Figura 1G). Un año después surgen los primeros brotes aéreos, aunque dependiendo de la especie puede ser hasta seis años (Figura 1C) (Hawksworth y Wiens. 1996; Cibrián *et al.*, 2007; Mathiasen *et al.*, 2008).

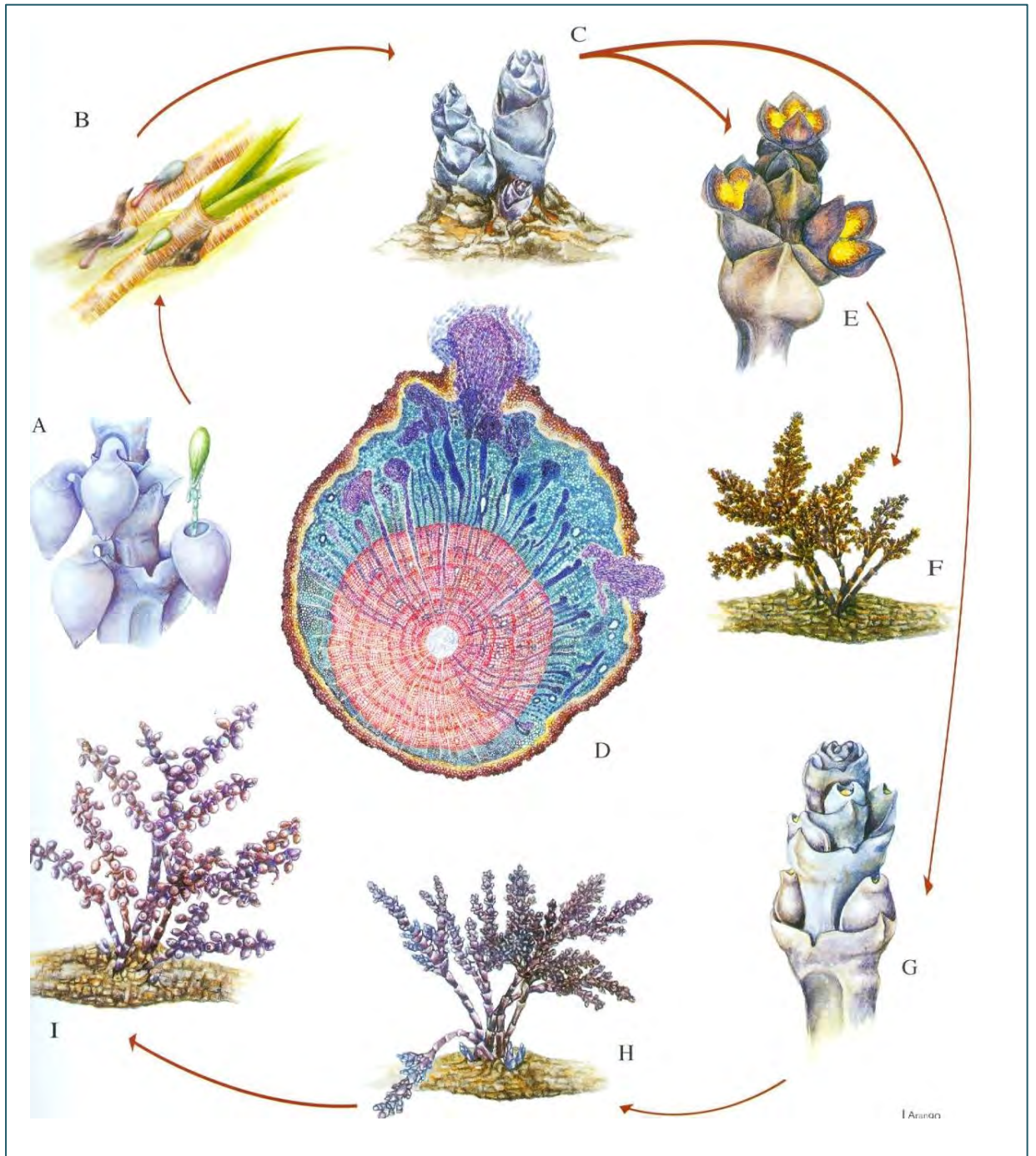


Figura 1. Ciclo de vida de *Arceuthobium vaginatum* Tomada de Cibrián *et al.* (2007).

1.1.2. *Especificidad al hospedero.* El establecimiento de los muérdagos depende de ciertas características anatómicas del hospedero, como el grosor de la corteza, y de las características fisiológicas del sustrato en el que se encuentran, por ejemplo el potencial hídrico (Musselman y Press, 1995).

La selección o preferencia de una especie hospedera está relacionada con la abundancia de hospederos potenciales disponibles en un espacio y tiempo particular (Watson, 2001). La especificidad de hospederos en algunos grupos de parásitos sigue el gradiente climático latitudinal. Dado que la riqueza de especies en muchos grupos es mayor en los trópicos, la mayoría de las áreas tropicales no tiene una abundancia relativa alta de hospederos potenciales, por lo que es difícil que una especie parasite exclusivamente a un hospedero (Norton y Carpenter, 1998). En contraste, los ecosistemas templados contienen comunidades de plantas y animales en las que usualmente unas pocas especies son dominantes, y cuya abundancia hace de la especialización una opción más viable (Norton y Carpenter, 1998).

La adquisición de recursos (*i.e.* agua y nutrientes) por parte del muérdago puede ejercer efectos fuertes en el crecimiento del hospedero, ya que reduce la productividad y el esfuerzo reproductivo. Además, puede llegar a tener importantes efectos en la arquitectura, entre los cuales el más notable son las escobas de bruja (formación de ramillas alrededor de un tallo hinchado). Los efectos del muérdago enano también incluyen a las modificaciones en las relaciones alométricas (*i.e.*, modificación de la relación diámetro-altura) que deterioran el balance hídrico y de nutrientes; además, pueden llegar a reducir las tasas de respiración y de fotosíntesis del huésped (Press y Phoenix, 2005). La reducción del desempeño del hospedero en casos extremos (cuando la infestación por muérdago es muy severa) puede tener como resultado la muerte tanto del hospedero como del muérdago enano (Press y Phoenix, 2005).

La dinámica poblacional del muérdago enano involucra dispersarse a hospederos no infectados, e intensificarse dentro de los hospederos ya infestados. La dispersión depende de la fuente de semillas que pueden llegar hacia árboles vecinos (Mathiansen, 1996), mientras la intensificación de la población de muérdago enano

dentro de los árboles hospederos ocurre como acumulación horizontal y vertical de numerosas infecciones, en la cual habrá un incremento en la lluvia de semillas (Shaw y Hennon, 1991). Lo que puede resultar en la formación de distintos centros de infección compuestos por árboles muy infectados. En estos centros cualquier hospedero susceptible en el sotobosque se infectará a medida que madure, posiblemente desarrollando infecciones en el fuste por parte de los muérdagos que se establecieron en el árbol líder (Shea y Stewart, 1972).

1.1.3. Factores ecológicos que afectan la dispersión, la distribución y el establecimiento del muérdago enano. Entre los factores ecológicos que afectan la distribución y el establecimiento de *Arceuthobium* se han reportado la altitud, la posición topográfica y la inclinación de la pendiente, como los que tienen mayor influencia en la distribución de los muérdagos enanos (Hawksworth y Wiens, 1996, Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2013).

La composición y la estructura del rodal son otros de los factores que afectan la dispersión horizontal y la intensificación vertical del muérdago enano a escalas locales, debido a las limitaciones impuestas por la especificidad del hospedero y la dispersión de semillas (Shaw *et al.*, 2005). El patrón espacial de los árboles hospederos y no hospederos, es decir la distancia entre los árboles, la densidad de la copa de los árboles y la densidad del follaje y ramas, tiene un efecto importante en la distancia a la que se dispersan las semillas (Shaw *et al.*, 2005).

El clima, por otro lado, influye en la distribución limitada de algunas especies, ya que las condiciones climáticas favorables no se dan en todo el intervalo de distribución en el que el hospedero está presente (Hawksworth y Wiens, 1996). El tipo de suelo es un factor poco estudiado, pero se ha encontrado que algunas especies de muérdago son más comunes en los sitios con suelos secos y arenosos, mientras que otras en suelos arcillosos y basálticos (Hawksworth y Wiens, 1996).

1.1.4. Efectos del muérdago enano en poblaciones y comunidades. Los efectos que el parásito tiene sobre el hospedero pueden ser muy diversos, localizados y generalizados en todo el organismo (Musselman y Press, 1995); varían considerablemente dependiendo de su capacidad de obtener agua, minerales y

carbono a partir de su hospedero. Como con otros agentes patógenos, los efectos del muérdago también son agravados por las condiciones ambientales en las que los hospederos están creciendo y los tamaños, edades y densidades de las plantas infectadas (Knutson, 1983).

Los efectos patológicos del muérdago enano incluyen la reducción en el crecimiento, vigor, fructificación y producción de semillas; la infección severa por muérdagos se ha visto a menudo asociada con la muerte prematura de los hospederos. Además de esto, los árboles severamente infectados están predispuestos a una infección por otros agentes patógenos y/o por ataque de insectos, que a menudo contribuyen en la muerte de la planta infectada por el muérdago (Gill y Hawksworth, 1961; Hawksworth y Wiens, 1996).

Aunque los muérdagos pueden llegar a ser malos para el árbol como individuo, hay evidencia considerable de que aumentan el hábitat silvestre (Shaw *et al.*, 2009) y tienen un papel importante en muchos hábitats a través del mundo (Watson, 2001).

Diversas especies de aves y 30 familias de mamíferos han sido registradas usando el muérdago como recurso alimenticio (Watson, 2001). Asimismo, se ha registrado una gran abundancia de especies de artrópodos en dos especies de muérdago enano (*A. vaginatum* y *A. globosum*). Las especies que se han encontrado en los muérdagos pueden incluso ser más que las que se encuentran en su hospedero (*P. hartwegii*), mostrando que los muérdagos favorecen a la diversidad de artrópodos en el dosel de los bosques de coníferas (Chávez-Salcedo, 2013).

Por otro lado, se ha observado que los muérdagos son usados extensivamente como sitios de anidamiento y percha al menos por 43 familias de aves y 7 familias de mamíferos (Watson, 2001). Aunado a esto, en un estudio en remanentes de bosque al sur de Australia se observó que la riqueza media de aves en los parches con cuatro especies de muérdago era 63% mayor que en los parches con una sola especie, lo que sugiere que la riqueza de muérdago puede contribuir a los patrones de diversidad de las aves (Watson, 1994).

La noción alguna vez dominante, que considera al muérdago enano como agente perjudicial, se basaba en los impactos económicos que genera en la productividad de las plantas hospederas y se ha ampliado para incluirlos como especies clave que son importantes para las cadenas tróficas del ecosistema (Mathiansen 1996; Watson 2001; Van Ommeren y Whitham 2002).

1.2. Disturbio y tala

Un disturbio es cualquier evento relativamente discreto en el tiempo, que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema, ya que cambia la disponibilidad de recursos y de sustrato o el ambiente físico (Pickett y White, 1985). El disturbio también se define como un evento discreto y puntual de mortalidad, daño o desplazamiento de uno o más individuos (o colonias), que crea directa o indirectamente una oportunidad para que nuevos individuos (o colonias) se establezcan (Sousa, 1984).

La hipótesis del disturbio intermedio propone que la máxima diversidad de una comunidad se alcanza con intensidades medias de perturbación, ya que se evita que las especies más competitivas excluyan a las demás o que las condiciones sean tan severas, que sólo los organismos tolerantes al estrés sobrevivan (Vega y Peters, 2005). Está comprobada la importancia de los disturbios periódicos naturales en la dinámica de las comunidades y ecosistemas debido a que estos eventos permiten la liberación de recursos que pueden ser fácilmente aprovechados por especies oportunistas, por lo que a partir de ellos el sistema puede llegar a regenerarse (Vega y Peters, 2005).

En contraste con los disturbios periódicos naturales, los antropogénicos generalmente no liberan recursos sino que modifican tan profundamente algunas propiedades del sistema, que las especies no tienen la capacidad de aprovechar los recursos liberados por estos tipos de disturbio. Estos disturbios se pueden clasificar en cuatro grandes grupos: a) reestructuración física del ambiente, b) introducción de especies exóticas, c) descarga de sustancias tóxicas al ambiente, y d) sobreexplotación de recursos (Rapport y Whitford, 1999).

La mayor parte de los cambios que ocurren en los ecosistemas terrestres se deben principalmente a la pérdida de cobertura, la degradación y la intensificación del uso de una superficie. Estos procesos están usualmente englobados en la deforestación o degradación forestal, y se asocian con impactos ecológicos importantes en prácticamente todas las escalas (Bocco *et al.*, 2001).

La deforestación puede ser definida como el cambio de cubierta dominada por árboles a una que carece de éstos, o como la eliminación de la vegetación natural (SEMARNAT, 2015). La deforestación tiene como consecuencias la pérdida y la degradación de los suelos a nivel local, cambios en el microclima y pérdida de la diversidad de especies, mientras que a nivel regional afecta el funcionamiento de las cuencas hidrográficas y de los asentamientos humanos.

Finalmente a nivel global, coadyuvan a las emisiones de gases de efecto invernadero que dan por resultado el efecto del cambio climático global (Bocco *et al.*, 2001).

Las causas de la deforestación en México son la tala inmoderada, el cambio de uso de suelo para la agricultura y ganadería, los incendios, la construcción de más espacios urbanos y rurales y las plagas y enfermedades en los árboles (SEMARNAT, 2015).

En 2006, SEMARNAT reportó que la cobertura vegetal total del territorio nacional era de 141 812 627 ha, de las cuales 71 millones correspondían a superficie arbolada. México se encuentra entre los países con mayor deforestación a nivel mundial, ya que tan sólo para inicios de los años noventa se perdían anualmente 720 000 ha de bosques, selvas y vegetación semiárida. Los patrones de deforestación varían notablemente entre regiones, con cerca del 80% concentrado en las regiones centro y sur del país (Maser *et al.*, 1997).

A pesar de la importancia que tiene el bosque templado en México, no se han llevado a cabo estrategias adecuadas para conservarlo, los cambios de uso de suelo han afectado enormemente la superficie forestal. Tan solo en el estado de Michoacán se registran las tasas más altas de deforestación (1.8% de superficie bosque templado

al año), con una pérdida estimada de bosque de 50, 000 ha/año (Masera *et al.*, 1997; Bocco *et al.*, 2001).

La tala ilegal se refiere a aquella corta selectiva que no es consecuente con las disposiciones normativas y no cumple con los requisitos y regulaciones exigidas o que viola las prohibiciones respectivas; cuyas principales causas se relacionan con aspectos legales, institucionales, socioculturales y económicos (Arce-Campos *et al.*, 2007). Estimaciones muestran que la producción ilegal industrial (Figura 2) es casi dos veces mayor que la de la producción legal (Mathews, 2006).

La tolerancia de facto a la tala ilegal generalizada en México, ha creado una gran incertidumbre oficial respecto a la localización y el alcance de la tala. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) sólo consigue controlar 15% de la producción forestal total de México (Mathews, 2006).

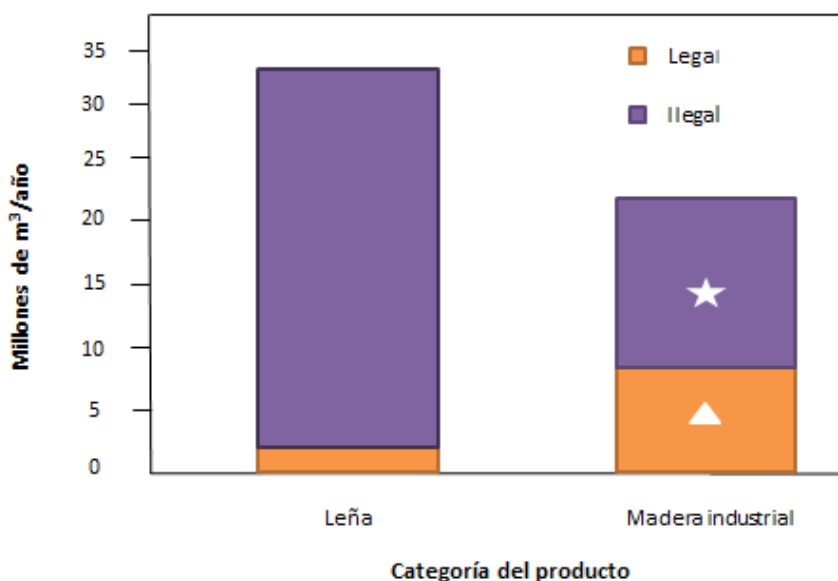


Figura 2. Producción forestal legal e ilegal en México. Tomada de Mathews (2006), con base en: Δ Semarnat (1997); \star INDUFOR (2000) y Lehtonen (2001).

A pesar de que la vocación del suelo del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP) es forestal, no hay una cultura forestal sólida debido, entre otras

cosas, a que los pueblos y comunidades poco se han visto beneficiados del valor de sus bosques, por lo que esta actividad no se realiza de manera sustentable (DOF 2013).

Los fuertes procesos de modificación, fragmentación y degradación que han sufrido grandes superficies de bosques y otros ecosistemas del PNIP están asociados con la tala del bosque para la extracción esencialmente de madera, para el desarrollo de la agricultura en condiciones de subsistencia, para el desarrollo de asentamientos urbanos y la apertura de áreas de pastoreo (Lomas Barrié *et al.*, 2005). Y la realizan tanto grupos bien organizados que tienen equipo sofisticado, como individuos aislados en la modalidad de tala hormiga (DOF 2013).

1.3. Muérdagos y disturbio

El disturbio ocasionado por el fuego, la fragmentación y la práctica silvicultural puede afectar la incidencia y distribución de los muérdagos enanos (Hawksworth y Wiens, 1996; Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2013).

1.3.1. Incendios. Históricamente, los incendios han sido un factor determinante de la distribución y la abundancia de los muérdagos. Generalmente los sitios infestados contienen grandes cantidades de combustibles debido a la acumulación de escobas de bruja (vivas y muertas) y árboles caídos. Lo que resulta en que los incendios que normalmente no son destructivos, se vuelvan conflagraciones que no sólo eliminan a los árboles infectados sino también a los individuos de otras especies que eran resistentes a la infestación de muérdago (Hawksworth y Wiens, 1996). En consecuencia, las poblaciones de muérdago enano aumentan por la permanencia de especies de árboles susceptibles a ser hospederas del muérdago, en lugar de permitir la sucesión a especies clímax que son inmunes a éste (Hawksworth y Wiens, 1996).

De manera contrastante, los incendios pueden resultar efectivos para limitar la población de muérdago debido a que el humo y el calor tienen efectos en la viabilidad de las semillas del muérdago enano. La germinación de las semillas de algunas especies de muérdago se inhibe después de estas expuestas alrededor de 60 minutos al calor y al humo producto del incendio, lo que permite que los árboles se regeneren

mucho más rápido en el sitio quemado que los muérdagos en sí (Hawksworth y Wiens, 1996).

Kipfmuelller y Baker (1998) y encontraron, al estudiar la relación que hay entre el fuego y el muérdago, que las quemaduras prescritas intensas se pueden utilizar para tratar de mejorar la salud de los sitios infectados. Sin embargo, estas pueden llegar a eliminar tanto al muérdago como al hospedero.

1.3.2. Fragmentación. La fragmentación del bosque es la interrupción de un área continua en parches más pequeños con distinto grado de aislamiento. Tanto la fragmentación como la deforestación del bosque son fenómenos que ocurren a escala global y constituyen problemas serios por su impacto en la biodiversidad (Myers, 1988; Groom y Schumaker, 1993; FAO, 2002).

La fragmentación de los ecosistemas conduce a un declive en el número de especies tanto animales como vegetales, al igual que tiene efectos pronunciados en las interacciones bióticas y en los procesos del ecosistema, como son el ciclo del agua, nutrientes y energía (Norton *et al.*, 1995).

El aislamiento aumenta la vulnerabilidad de los fragmentos o parches a las influencias externas, incluyendo las invasiones biológicas, el pastoreo, la explotación maderera y la caza. La supervivencia de los organismos que se encuentran en los parches depende de la localización y, en particular, de la vegetación que circunda al parche y de la presencia de corredores (Norton *et al.*, 1995).

Los cambios en la estructura de los parches tienen el potencial de afectar el parasitismo por muérdagos de distintas maneras: I) mediante la modificación de la abundancia relativa de las plantas hospederas, II) alterando la idoneidad de las condiciones ambientales locales para la germinación, y III) alterando el establecimiento de semillas (MacRaid *et al.*, 2010).

Algunos de los estudios que se han realizado en poblaciones fragmentadas de muérdago, se han hecho con la finalidad de entender y predecir las respuestas bióticas a la fragmentación y a las perturbaciones por pastoreo. En estos se han encontrado

mayores niveles de infestación en los parches más pequeños y ausencia de muérdago en los parches sujetos a pastoreo por ganado (Norton *et al.*, 1995).

En otro estudio se registró una reducción estrepitosa del muérdago cuando la cobertura boscosa del paisaje se encontraba por debajo del 15%, mientras que el mayor valor de incidencia de muérdagos se llegó a encontrar donde había niveles intermedios de cobertura vegetal (MacRaild *et al.*, 2010).

1.3.3. Aclareo como práctica silvicultural. Al emplear el aclareo silvicultural (es decir, la tala selectiva de árboles), se ha visto que hay un aumento en la captación de agua y de carbono por el hospedero debido a que se elimina la competencia intraespecífica; sin embargo, también se ha observado un incremento del transporte de nutrientes del xilema y el floema del hospedero al xilema del muérdago (Bickford *et al.*, 2005).

Lo anterior tiene como efecto a corto plazo el aumento en la abundancia de los muérdagos en todo el dosel o en la parte inferior de este (Bickford *et al.*, 2005). También se encontró que hay ciertos carbohidratos de almacenamiento en el sistema endofítico del muérdago enano, que podrían reducir la dependencia del muérdago sobre los recursos del hospedero después del aclareo ocasionando que haya un mayor crecimiento de muérdago enano en los árboles localizados en sitios sujetos a aclareo que en árboles de sitios donde no hubo aclareo (Bickford *et al.*, 2005).

Aunque se desconocen los efectos a largo plazo de los cambios en las condiciones fisiológicas del hospedero causados por el aclareo sobre el crecimiento y reproducción del muérdago enano, el aumento de los recursos inmediatamente después de esta práctica puede estimular el crecimiento del sistema endofítico y aumentar la adquisición de recursos a partir del hospedero en un futuro (Bickford *et al.*, 2005).

Aunado a esto se encontró que la tala parece favorecer la incidencia de dos especies de muérdago enano: *Arceuthobium globosum* subsp. *grandicaule* y *A. vaginatum* subsp. *vaginatum* en el Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl (Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2013).

1.4. Justificación

La mayor parte de la investigación sobre los muérdagos enanos se ha centrado en los efectos negativos de la infección en el desempeño del hospedero y la comprensión de sus características fisiológicas (Bickford *et al.*, 2005). Sin embargo, la visión una vez dominante de los muérdagos enanos únicamente como especies perjudiciales (basado en los impactos económicos sobre la productividad de la planta hospedera) se encuentra en expansión para incluirlos como especies clave, que son importantes para las redes alimentarias del ecosistema (Watson, 2001; Bickford *et al.*, 2005).

No obstante, aunque desde ambas posturas se reconoce su importancia ecológica, se piensa que los niveles de infestación muy altos pueden haber sido disparados por algún tipo de disturbio (Burguess *et al.*, 2005). Por ello, es necesario saber los posibles impactos de eventos de disturbio antropogénico, como la tala, sobre las poblaciones de muérdago enano para poder elaborar mejores planes de manejo forestal, especialmente en la región de Zoquiapan, dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP), que está sujeta a tala desmedida de *Pinus hartwegii*, tanto legal como clandestina (Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2011).

1.5. Objetivos y Predicciones

Debido a lo anterior, el objetivo general de este trabajo es el de conocer el efecto que tiene la tala sobre la intensidad de la infestación de *Arceuthobium vaginatum* subsp. *vaginatum* sobre *Pinus hartwegii* en la región de Zoquiapan (PNIP). Los objetivos particulares son: 1) comparar la incidencia (porcentaje de árboles infestados) entre sitios con distinto grado de tala, 2) conocer cómo cambia la severidad (infestación de muérdagos por árbol) en los sitios; 3) caracterizar el efecto de la tala en los distintos sitios, a partir del número y tipo de tocones, radiación fotosintéticamente activa (RFA) y densidad de árboles y 4) comparar la estructura de tamaños de *Pinus hartwegii* en los sitios con diferentes niveles de tala.

Se espera que en los sitios donde la tala es mayor, la intensidad (i.e., la incidencia y la severidad) de la infestación por el muérdago enano sea más alta que en los sitios con un nivel de tala menor.

Se espera que en los sitios con mayores niveles de tala haya una menor densidad y cobertura de árboles hospederos y por lo tanto mayor incidencia de luz (RFA), y en consecuencia, mayor intensidad en la infestación de muérdago enano.

II. MATERIALES y MÉTODOS

2.1. Especies de estudio

Arceuthobium vaginatum (Humb. & Bonpl. ex Willd.) J.Presl, es una planta parásita erguida que mide de 30 a 50 cm de alto, con tallos ramificados cuya coloración va de anaranjado a café oscuro o negro; los entrenudos miden de 1 a 3.5 cm de largo por 0.3 a 1.2 cm de ancho. La longitud de la flor masculina es de 3.5 mm y la femenina de 1.5 a 2.5 mm. Presenta un fruto obovoide que mide de 4 a 6 mm de largo por 2 a 3 mm de ancho (Hawksworth y Wiens 1996).



Figura 3. *Arceuthobium vaginatum*. Autoría de Lex García

Tiene la más amplia gama de hospederos conocidos de cualquier especie en el género. Se han colectado en 13 especies de pinos y es muy probable que parasite otros. Comúnmente se encuentra en: *Pinus arizonica* (Engelm.), *P. ayacahuite* (Ehrenberg), *P. cooperi*, *P. durangensis* (Martínez), *P. engelmannii*, *P. hartwegii* (Lindl.), *P. herrerae*, *P. lawsonii* Roezl ex. Gordon, *P. montezumae*, *P. patula* Schl et. Cham y *P. rudis*; los cuales parecen ser altamente susceptibles a la infestación y están clasificados como sus principales hospederos (Hawksworth and Wiens, 1965).

Es el muérdago enano más ampliamente distribuido en México (Hawksworth y Wiens, 1996). Su distribución va desde Chihuahua, Coahuila y Nuevo León, hasta Jalisco, Estado de México, Puebla, Tlaxcala y Veracruz. Con frecuencia habita en el mismo árbol que *A. globosum* subsp. *grandicaule* Wiens (Rzedowski *et al.*, 2005; Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2011).

Su intervalo altitudinal va de los 2 100 m en Nuevo León a los 3 900 m en el Nevado de Toluca, cerca de la Ciudad de México (Hawksworth y Wiens, 1996).

En Zoquiapan se encuentra esta especie de muérdago parasitando a *Pinus hartwegii* Lindl. De acuerdo con Rzedowski *et al.* (2005), éste es un árbol de 5 a 30 m de altura, cuyo tronco puede llegar a tener un diámetro de hasta de 75 cm. Tiene una corteza gruesa y áspera de color café oscuro tornándose grisácea, se encuentra dividida en placas irregulares o cuadrangulares con ramas extendidas. Puede presentar de 4 a 6 hojas rígidas de color verde claro en cada fascículo con longitud de 6 a 18 cm. Los conillos femeninos son oblongos, de color azul-violáceo y dispuestos en grupos de 2 a 6, cortamente pedunculados puede presentar también conos ovoideo-oblongos, levemente encorvados que miden de 7 a 14 cm de largo, casi sésiles, de color café oscuro o casi negro, a veces con tinte rojizo, dispuestos en pares o en grupos de 3 o 4. Las semillas miden de 5 a 8 mm de largo con coloración café y el ala de 12 a 20 mm de largo por 5 a 12 mm de ancho (Rzedowski *et al.*, 2005).

Es una especie típica de los bosques templados en México. En la cuenca de México se encuentra entre los 2600 y 4200 m de altitud, con frecuencia integrando los bosques que forman el último nivel arbóreo de la vegetación, fundamentalmente en

los volcanes más altos de la región central, donde ya no prosperan otras especies de árboles. Probablemente es la especie de pino que tiene el menor crecimiento en los bosques de México, debido a las zonas de gran altitud en que habita, aunque se encuentre en suelos de buena calidad (Rzedowski, 1983; Rzedowski *et al.*, 2005).

Fuera de la cuenca se extiende desde Chihuahua, Coahuila y Nuevo León a la República de El Salvador (Rzedowski *et al.*, 2005).

2.2. Sitio de estudio

La región de Zoquiapan se encuentra ubicada dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP) y se localiza a los 19°13'10" y 19° 18' 45" Norte y 98° 37' 39" y 98° 51' 58" Oeste. Abarca una superficie de 8,667.108 hectáreas, y comprende las faldas de los cerros Tláloc y Telapón (DOF 2013). El área se ubica entre los 3200 y 3450 m s.n.m. siguiendo los viejos límites de la ex hacienda de Zoquiapan, que abarca entre los municipios de Texcoco e Ixtapaluca del Estado de México (DOF, 2013). Presenta clima templado, subhúmedo con lluvias en verano (C (w''2) (w) (b') ig), con temperatura del mes más frío inferior a 18°C, pero superior a 3°C, la precipitación del mes más húmedo es en la mitad del año en la que se encuentra el verano, 10 veces mayor que la del mes más seco; la precipitación del mes más seco es menor de 40 mm (DOF, 2013).

El PNIP se encuentra en la Región Terrestre Prioritaria 107 o Sierra Nevada, que abarca el Estado de México, Morelos, Puebla y Tlaxcala (Arriaga *et al.*, 2000). Ésta región constituye el límite biogeográfico entre las regiones Neártica y Neotropical, comprende un gradiente muy marcado de ecosistemas que favorece la presencia de endemismos así como una gran riqueza específica. Asimismo Rzedowski (1981), considera a esta zona montañosa como una zona de influencia mixta o de transición de ambos reinos florísticos.

El PNIP es el remanente más importante de bosques de coníferas y praderas de alta montaña en el centro del país. La vegetación dominante es de bosque coníferas, siendo el bosque de pino el de mayor extensión y los pinares de *P. hartwegii*, *P.*

ayacahuite y *P. pseudostrobus* representan las comunidades clímax. El bosque de *Quercus* es el segundo tipo de vegetación más representativo en el parque.

Las comunidades de pastizales pueden ser estables como las que se encuentran en las cimas de las cumbres más altas; ser producto de una perturbación en el bosque y formar parte del proceso de sucesión (pastizales antropógenos), o bien encontrarse en los valles donde las inundaciones son periódicas (Figura 4).

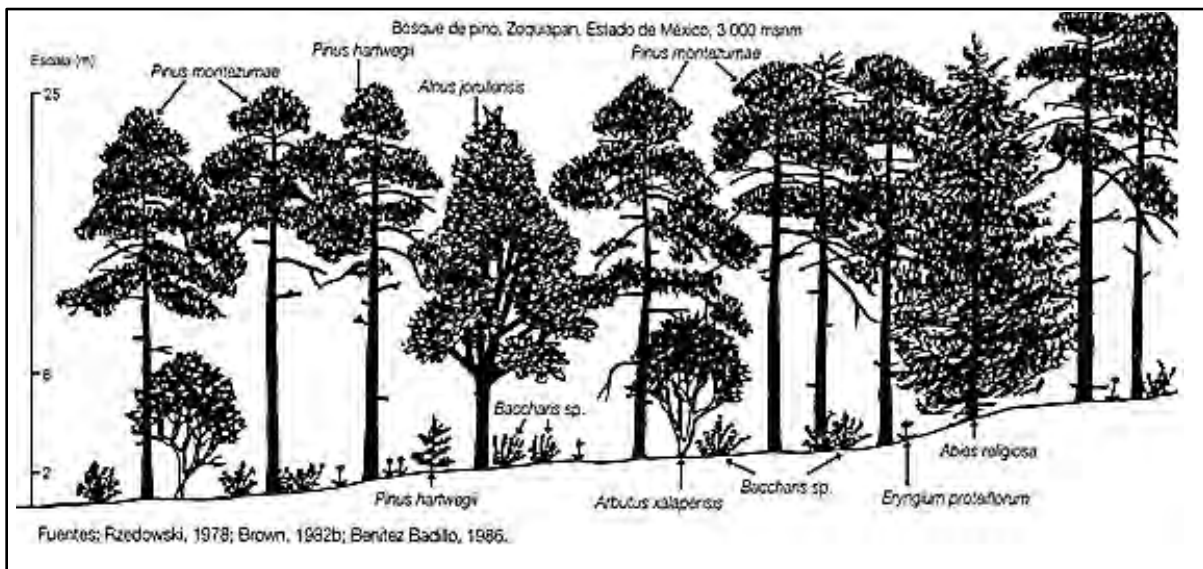


Figura 4. Representación esquemática de la vegetación presente en Zoquiapan. Tomada de Challenger (1998).

La conservación de la región Iztaccíhuatl-Popocatepetl, tiene su primer antecedente en 1933 cuando fue declarada zona protectora forestal, para posteriormente ser declarada el 8 de noviembre de 1935, como el primer Parque Nacional de la administración del presidente Lázaro Cárdenas (DOF, 2013).

En dicha declaratoria se establece como límite inferior del parque la curva de nivel de los 3,000 m s.n.m., salvaguardando únicamente los terrenos agrícolas y poblados que se encontraban dentro de la misma curva, por lo que el poblado de Río Frío y su dotación agraria quedaron fuera del área protegida (DOF, 2013).

Poco tiempo después, en marzo de 1937, mediante un nuevo decreto el presidente Lázaro Cárdenas ratificó que los terrenos forestales de la hacienda de Zoquiapan habían quedado comprendidos dentro del Parque Nacional. Es importante destacar que se consideró necesario conservar íntegros los bosques de toda la Sierra Nevada sin importar que fueran propiedad comunal, ejidal o privada (DOF, 2013).

Posteriormente, en la década de los años cuarenta, hubo un declive respecto al tema de la conservación, producto del crecimiento demográfico, urbano e industrial del país. Lo anterior tuvo como efecto la modificación de la cota del PNIP en 1948 a los 3,600 m s.n.m., por decreto del entonces presidente Miguel Alemán, para dar a lugar a una Unidad Industrial de Explotación Forestal (DOF 2013). Dichas Unidades de Manejo Forestal otorgaban a concesionarios particulares el derecho a extraer madera de ciertos territorios sin importar los derechos de propiedad de los que fueran objeto; lo que también tenía como resultado la afectación a comunidades que desconocían su derecho a recibir renta por el uso del bosque (CONABIO, 2008).

Según el Diario Oficial de la Federación (2013), la zona de Zoquiapan presenta un grado mediano de conservación producto de las actividades antropogénicas: particularmente la ganadería extensiva, el turismo y la tala. De manera contrastante, Lomas-Barrié *et al.* (2005), recuentan que el PNIP sufre de degradación ambiental, resultado de la política de aprovechamiento extractivo de los recursos naturales que se ha promovido por años a nivel nacional. La categoría de Parque Nacional sólo permite la realización de actividades relacionadas con la protección de sus recursos naturales y el incremento de su flora y fauna en general, con la preservación de los ecosistemas y de sus elementos, así como con la investigación, recreación, turismo y educación ambiental (LGEEPA, 1997).

2.3. Métodos

2.3.1. *Muestreo*. Debido a las condiciones presentes en la zona, no se encontraron sitios sin evidencia de tala, por lo que se escogieron ocho sitios con la misma extensión (70 x 70 m) que tuvieran un número variable de tocones.

Dichos sitios tenían que cumplir con las siguientes condiciones: tener pendiente menor a 5°, que *P. hartwegii* fuera el árbol dominante, que estuviera presente *A. vaginatum*. Para caracterizar los sitios se registraron las coordenadas geográficas, la altitud y la pendiente.

Se cuantificó el número de tocones, así como su estado de decaimiento a partir de siete categorías cualitativas (Tabla 1; Figura 5), su diámetro, el área basal y su densidad (tocones/m²). También se registró para los árboles vivos y muertos la densidad (pinos/m²), el diámetro a la altura del pecho (DAP) y el área basal. Se estimó el área basal de los árboles vivos, de los muertos y de los tocones, con la siguiente fórmula:

$$AB = \frac{\pi d^2}{4}$$

donde *d* se refiere al diámetro de los tocones o el DAP de los árboles vivos o muertos, según sea el caso.

Tabla 1.- Categorías de decaimiento de los tocones originados por tala. Modificado de Agnes (2014).

Categoría	Estado del tocón	Descripción de la tala
1	Intacto	Es evidencia de tala más reciente, porque la corteza aún no ha empezado a desprenderse del tocón
2	50% de la corteza perdida	Es evidencia de tala menos reciente por que la corteza ha empezado a desprenderse de tocón
3	>75% de la corteza perdida	Es evidencia de tala que se llevó hace tiempo por que la mayor parte de la corteza ya se desprendió del tocón
4	100% de la corteza perdida	Es evidencia de tala que se llevó hace mucho tiempo, porque la corteza ya se desprendió por completo
5	Destruído	En este tipo de evidencia no se puede determinar en muchos casos si es producto de tala o muerte natural por el estado en el que se encuentra el tocón
6	Fuste trozado	Es un tipo de evidencia de muerte natural del árbol, ya que se puede ver claramente que parte del tronco se trozó.

Se realizaron ilustraciones que permitieran mostrar la pérdida progresiva de la corteza de los tocones (producto de tala) en las diferentes categorías de decaimiento (figura 5).

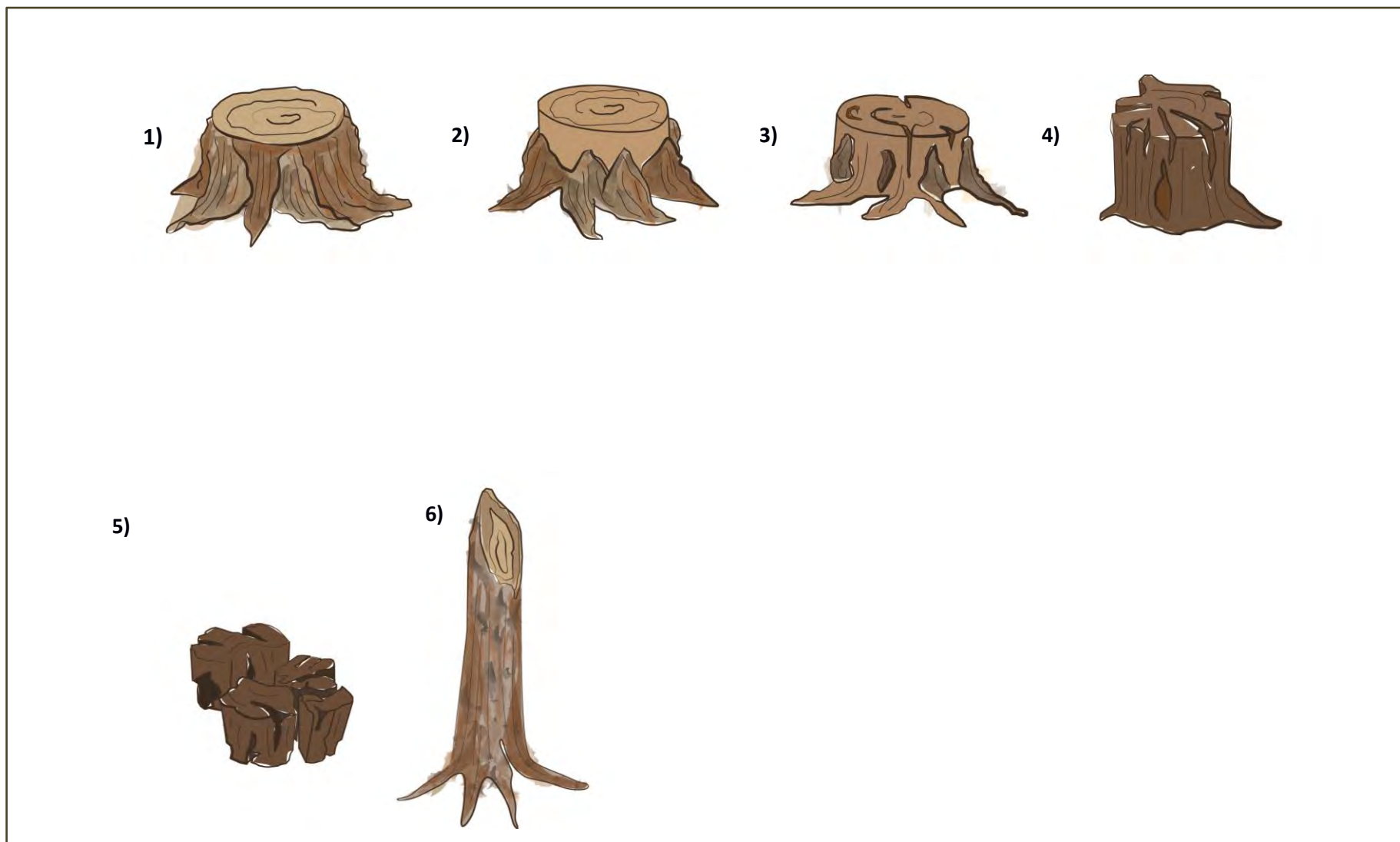


Figura 5.- Ilustraciones de las diferentes categorías de decaimiento de tocones originados por tala en Zoquiapan. Elaboradas por Acevedo-Granados T.M.

Para conocer la intensidad de la infestación y las variables que la afectan, se trazaron tres transectos de 60 × 10 m en cada sitio. En cada transecto se contabilizó el porcentaje de árboles infestados, la altura de los árboles, el diámetro a la altura del pecho (DAP), la cobertura de la copa, la radiación fotosintéticamente activa (RFA) y la severidad de la infección por árbol. La RFA se tomó debajo de cada árbol, en los cuatro puntos cardinales (norte, sur, este y oeste), a partir de lo cual se sacó un promedio de estas medidas. Estos registros fueron tomados con un cuantómetro de marca LI-COR y modelo LI-185A.

Para estimar la severidad se usó un sistema de evaluación de muérdago enano propuesto por Queijeiro-Bolaños y Cano-Santana (2016), modificado del sistema de Hawksworth (1977). Este sistema se basa en una escala que permite calificar el nivel de infestación que tiene un árbol y que consiste en dividir en tercios la copa y asignarle un número de acuerdo al nivel de infección cualitativo a cada tercio. Posteriormente a la calificación de cada tercio del árbol se realiza una suma, lo que resulta en una escala que puede ir de 0 a 18.

Tabla 2. Sistema de evaluación de muérdago enano

Categoría	Descripción
1	Brote o hipertrofia
2	Superficie infectada menor al 20%
3	Superficie infectada entre el 20% y el 30%
4	Superficie infectada entre el 30 y el 50%
5	Superficie infectada el 50 y el 70%;
6	Superficie infectada es mayor al 70%.

2.3.2 *Análisis estadístico*. Para conocer si la estructura del rodal difería entre sitios y si la infestación estaba relacionada con la estructura de este, se realizaron análisis de varianza (ANDeVA) de los sitios con respecto a la cobertura, la altura, el DAP, el área basal de los árboles vivos, el área basal los de árboles muertos y el área basal de los tocones. En caso de resultar significativo, se realizaron pruebas *post hoc* de Tukey (Zar, 2010).

Los datos que presentaron una distribución asimétrica positiva se transformaron con $\ln(x)$; únicamente se hizo esta transformación para realizar los ANDeVA, pero no para los gráficos correspondientes para que permanecieran en sus unidades originales.

Para analizar la relación entre la infestación y la altura, el DAP, la cobertura y la RFA, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM). Se realizó un modelo para la incidencia (porcentaje de árboles infestados) con distribución de error de tipo binomial y función de enlace logit; y uno para la severidad (evaluación de muérdago enano) con distribución de error de tipo Poisson y función de enlace log, contra las variables mencionadas anteriormente.

Debido a que no se encontraron sitios libres de este disturbio, se buscó ordenar los sitios para ver si existía un gradiente de tala. Para clasificar los sitios de acuerdo a la estructura del rodal (cobertura, área basal, DAP y altura de los árboles) y el nivel de tala (número de tocones), se realizó un análisis de componentes principales (ACP).

Para comparar la estructura de tamaños (tanto de altura, como de DAP) de los hospederos de acuerdo al nivel de tala que se presentaba en los sitios, se utilizaron los grupos obtenidos en el ACP y con ellos se realizaron pruebas de χ^2 de independencia de la frecuencia de pinos en distintas categorías de tamaño. El número de categorías de tamaño y su amplitud se obtuvieron a partir de la regla de Sturges (Wayne, 2009).

Para comparar la severidad de la infestación por muérdago según la categoría de tamaño de los hospederos (tanto de altura, como de DAP) según el nivel de tala, se realizaron pruebas de χ^2 de independencia de la frecuencia de pinos infestados en las distintas categorías de tamaño con los mismos grupos utilizados obtenidos en el ACP.

III. RESULTADOS

3.1 Características generales de los sitios

En la zona muestreada de Zoquiapan se registró una incidencia de *A. vaginatum* que varió de 23.53 a 57.14% de los árboles infestados por sitio, y una severidad promedio de 0.47 a 1.47 por sitio.

En coexistencia con *A. vaginatum* se encontró otra especie de muérdago (*A. globosum* subsp. *grandicaule*) distribuida de manera más restringida. Esta especie se observó únicamente en cuatro de los sitios y con baja severidad.

De los ocho sitios muestreados, el sitio 2 mostró los mayores valores de DAP y AB de árboles vivos, así como de densidad, DAP y AB de árboles muertos en pie. En dicho sitio también se encontró la mayor severidad e incidencia por parte de *A. vaginatum* (Tabla 3). Sin embargo, también se puede observar que es uno de los sitios con menor densidad de árboles vivos.

También se observó que el sitio 3 fue el que presentó los menores valores de DAP y AB de los árboles vivos, así como de severidad; aunque, por otro lado también mostró los valores más altos de densidad de árboles vivos y DAP de tocones (Tabla 3). En cuanto a los otros sitios, no se pudieron observar patrones claros con respecto a las variables de caracterización del rodal.

Tabla 3.- Características estructurales del bosque de *Pinus hartwegii* en ocho sitios de 4900 m², en Zoquiapan. DAP=diámetro a la altura del pecho, AB=área basal.

	1	2	3	4	5	6	7	8
Densidad árboles vivos (m ²)	2.4	1.8	6.4	5.3	1.5	2.9	4.4	1.7
Densidad tocones (m ²)	0.000008	0.000007	0.000006	0.000005	0.000007	0.000011	0.000007	0.000007
DAP árboles vivos (cm ± e.e)	16.69 ± 2.74	20.93 ± 2.37	11.73 ± 1.82	11.68 ± 1.07	18.24 ± 2.89	15.69 ± 2.12	14.31 ± 1.77	18.65 ± 2.47
DAP tocones (cm ± e.e)	36.63 ± 3.42	27.64 ± 3.36	40.16 ± 5.50	42.94 ± 4.11	48.70 ± 4.81	43.42 ± 4.61	29.52 ± 4.04	29.52 ± 3.20
AB árboles vivos (m ²)	4.08	3.75	1.71	2.75	1.66	3.89	3.84	3.65
AB tocones (m ²)	0.0006	0.0004	0.0004	0.0004	0.0006	0.0008	0.0004	0.0002
Densidad muertos en pie (ha)	0.005	0.011	0.005	0.011	0	0.006	0.009	0.007
DAP muertos en pie (cm)	14.04	20.92	14.18	11.43	0	17.92	9.22	21.37
AB muertos en pie (m ²)	0.0001	0.0006	0.0001	0.0001	0	0.0002	0.0001	0.0003
Severidad <i>A. vaginatum</i>	1.06	1.47	0.63	0.71	1.06	0.47	1.08	1
Incidencia (%)	42.16	62.86	41.41	54.78	53.49	23.53	49.28	49.38
Tipo de tocón predominante	Destruído	Intacto	Destruído	Destruído	Destruído	Destruído	Destruído	Intacto

3.2. Diferencias entre sitios

Se observó que la altura ($F = 6.21$, g.l. = 7, $P < 0.001$), la cobertura ($F = 7.00$, g.l. = 7, $P < 0.001$) y el DAP ($F = 7.59$, g.l. = 7, $P < 0.001$) presentaron diferencias significativas entre sitios, y se puede observar que los sitios 2 y 8 son en los que se encuentran los árboles con los mayores tamaños. Los árboles que presentan las tallas intermedias con respecto a esas tres variables son los de los sitios 1, 5, 6 y 7, y los árboles que presentan las tallas más pequeñas se encuentran en los sitios 3 y 4 (Figura 6 a, b y c).

Asimismo, el área basal de los árboles vivos resultó significativamente distinto entre sitios ($F = 7.59$, g.l. = 7, $P < 0.001$), siendo el sitio 2 el que presenta mayor área basal; los sitios 1, 5, 6, 7 y 8 son en los cuales se encuentran los árboles con área basal intermedia y los sitios 3 y 4 tienen la menor área basal (Figura 7 a).

En cuanto al AB de los tocones, también se muestran diferencias ($F = 3.88$, g.l.=7, $P < 0.001$). Los sitios 2, 7 y 8 son los que presentan una menor área basal de tocones. Los sitios 1, 3 y 4 presentan tocones con áreas basales intermedias y los sitios 5 y 6 son los que presentan el área basal de tocones más alta, con lo cual no se puede distinguir un patrón claro con respecto a la tala (Figura 7 b).

Por último, en el caso del área basal de los árboles muertos no se encontraron diferencias significativas ($F = 1.41$, g.l.= 7, $P=0.22$; Figura 7 c).

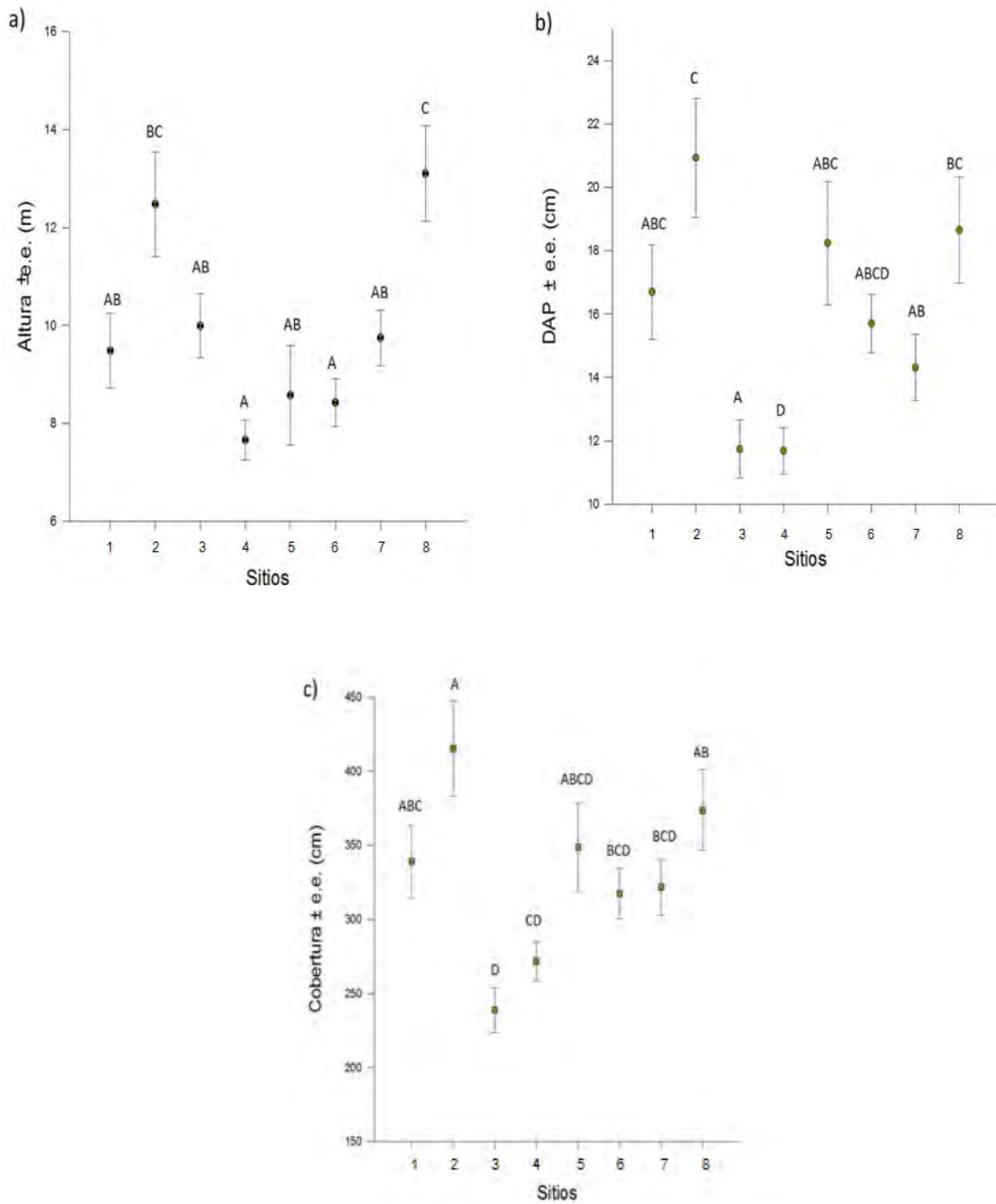


Figura 6. Diferencias entre los ocho sitios. (a) altura, (b) DAP y (c) cobertura. Las letras sobre las barras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) de acuerdo con la prueba post-hoc de Tukey.

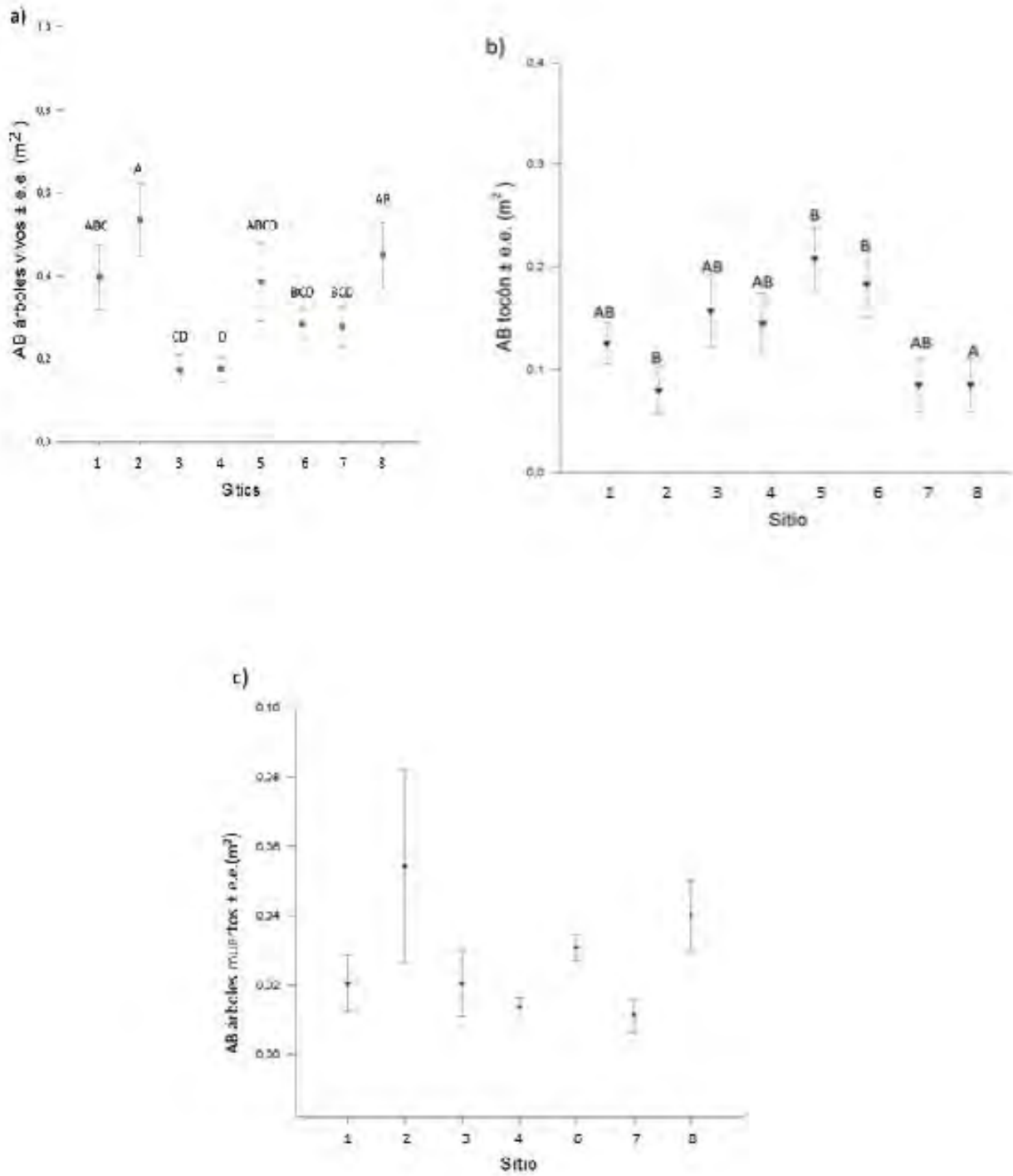


Figura 7. Diferencias entre los ocho sitios. (a) AB árboles vivos, (b) AB tocones, (c) AB árboles muertos. Las letras sobre las barras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) de acuerdo con la prueba post-hoc de Tukey.

3.3. Estructura de tamaños de los hospederos

A pesar de que se encontraron diferencias significativas entre las variables registradas en los ocho sitios, no se mostró un gradiente evidente de tala como se esperaba, por lo que se procedió a agrupar los sitios por sus características para compararlos a través de un análisis de componentes principales (ACP).

El ACP formó cuatro grupos que reflejan diferencias entre los sitios. El componente 1 explica el 86.6% de la varianza, mientras que el componente principal 2 explica el 12.2%; juntos explican el 98.8% de la varianza (Figura 8).

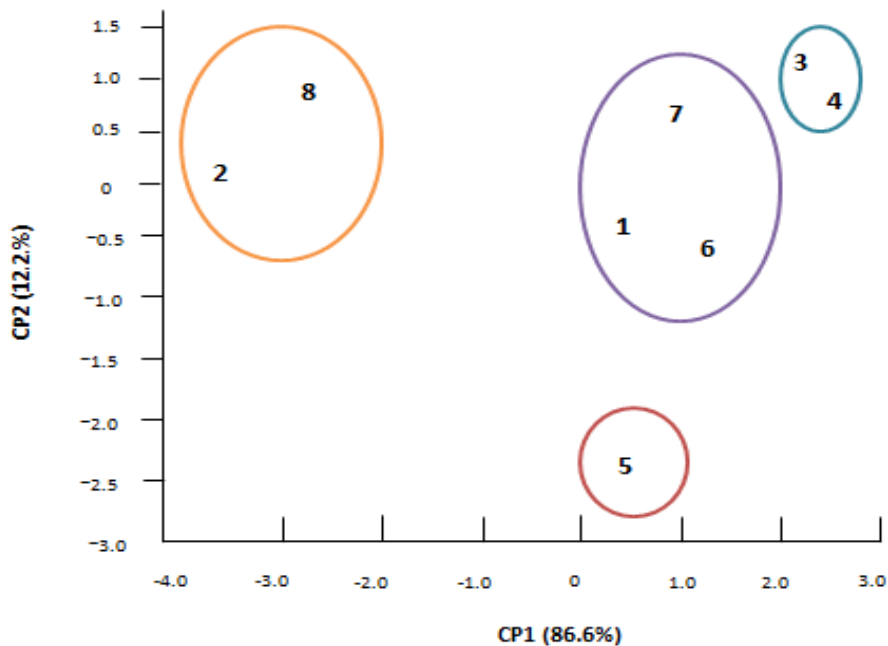


Figura 8. Análisis de componentes principales para clasificar los sitios con respecto al porcentaje de árboles infestados, la cobertura, la altura, el DAP y la severidad. Grupo 1: color morado, grupo 2: color anaranjado, grupo 3: color azul y grupo 4: color rojo.

Se puede observar que se formaron cuatro grupos (Figura 8). El primer grupo es el que está conformado por los sitios 2 y 8; en este grupo se encuentran los árboles con mayor altura, cobertura, DAP, área basal de árboles vivos y severidad promedio, y con una menor área basal de tocones. El grupo que está compuesto por los sitios 1, 6 y 7 se encuentra conformado por los árboles que presentan alturas, coberturas, DAP, AB de árboles y severidad intermedios. El grupo que está conformado por los sitios 3 y 4 es el grupo que contiene los árboles con menor altura, DAP, cobertura, AB de árboles vivos y severidad, así como AB de tocones intermedia (Tabla 4).

Tabla 4.- Índices de correlación entre las variables estudiadas y los componentes del ACP; los valores en negritas indican una correlación significativa ($P < 0.05$).

Variable	CP1	CP2
Altura	0.775	0.632
Cobertura	0.970	0.191
DAP	0.972	0.203
AB árboles vivos	0.989	0.108

A partir de los cuatro grupos formados, se realizaron los análisis correspondientes a la estructura de tamaños de los hospederos. El análisis de la estructura de tamaños del total de individuos con respecto a la altura de los árboles resultó significativamente diferente entre los cuatro grupos ($\chi^2=114.36$, g.l.=27, $P < 0.01$) y se puede observar que la mayor cantidad de individuos se encuentra en los primeros tres intervalos de tamaño (Figura 9, a).

También se observó que en el grupo 1 (sitios 1, 6 y 7) había un mayor número de individuos de los que se esperaban y en el grupo 3 (sitios 3 y 4) menos individuos de los esperados en el primer intervalo de tamaño; en el caso del segundo intervalo de tamaño se observó que en el grupo 2 (sitios 2 y 8) había una menor cantidad de individuos que lo esperado y una mayor cantidad de individuos de los esperados en el grupo 3 (sitios 3 y 4). En el tercer intervalo de tamaño se observó una menor frecuencia de individuos de los esperados en el primer grupo (sitios 1, 6 y 7).

En el caso de la distribución diamétrica, también se encontraron diferencias significativas entre grupos ($\chi^2=81.50$, g.l.=27, $P<0.02$). La mayor cantidad de individuos se encuentran en los dos primeros intervalos de tamaño, siendo el grupo 1 (sitios 1, 6 y 7) y el grupo 3 (sitios 3 y 4) nuevamente los que tienen la mayor cantidad de individuos en los primeros dos intervalos de tamaño (Figura 9, b). Esta gráfica coincide con la anterior, en que tanto en el grupo 1 como en el 3 la estructura del rodal está compuesta principalmente por individuos jóvenes en su mayoría.

Asimismo se encontraron una mayor cantidad de individuos de los esperados en el grupo 3 (sitios 3 y 4) y menos de los esperados en el grupo 2 (sitios 2 y 8) y 4 (sitio 5) con respecto al primer intervalo de tamaño.

En el grupo 4 (sitio 5) del segundo intervalo de tamaño se puede observar una menor cantidad de individuos de los esperados; y en el grupo 3 del tercer intervalo de tamaño se encontró una mayor cantidad de individuos de los esperados, lo mismo se observa en el caso del grupo 4 (sitio 5) del cuarto intervalo de tamaño.

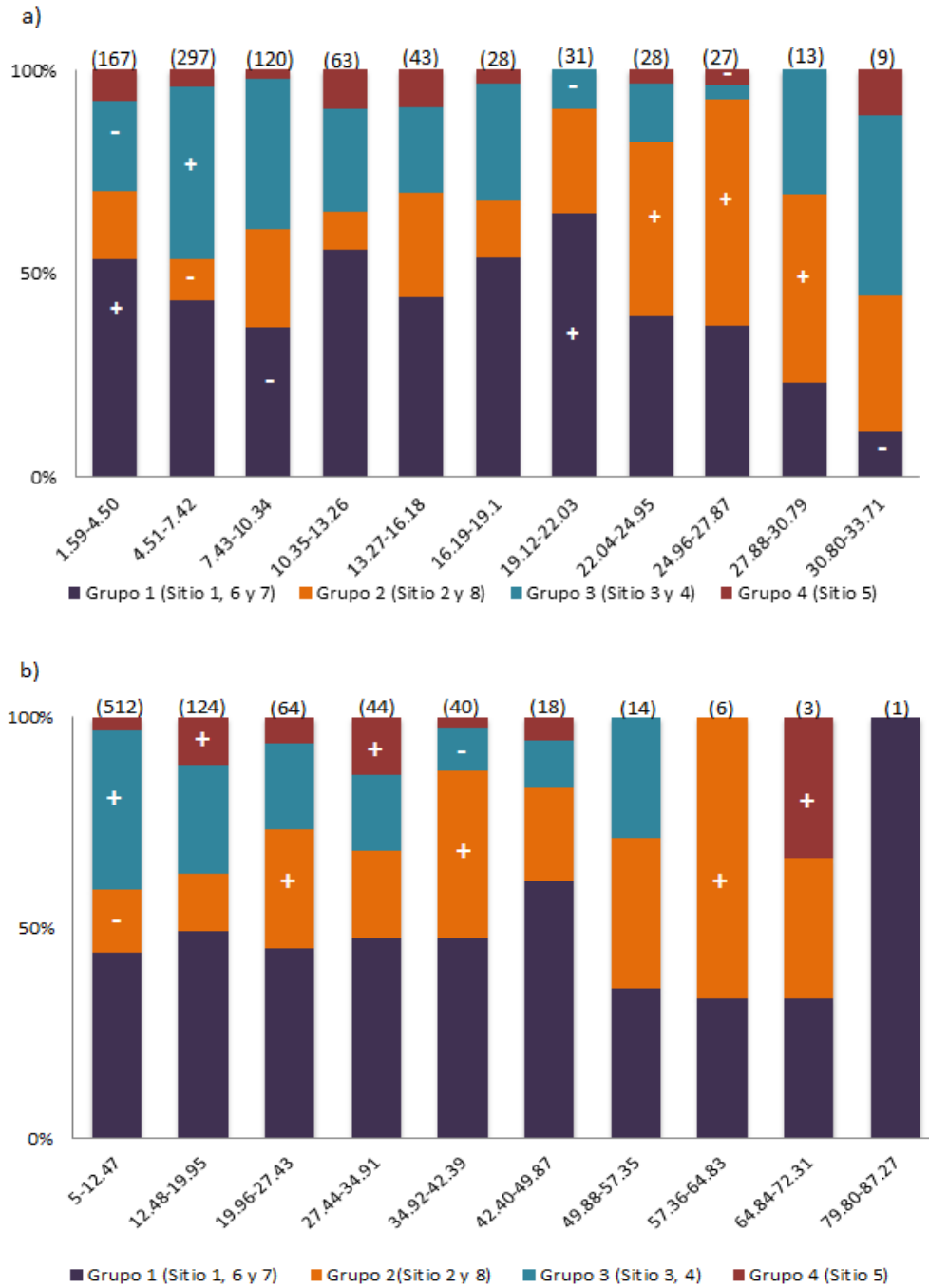


Figura 9.- Distribución del tamaños del total de individuos de *P. hartwegii* en ocho sitios en Zoquiapan. La primer gráfica (figura a) muestra la distribución de alturas, la segunda (figura b) muestra la distribución diámetrica. Los signos de + y - denotan diferencias significativas de acuerdo con la prueba de residuos estandarizados. Datos tomados en enero 2013

3.4. Infección por muérdago según la categoría de tamaño

La distribución de individuos infectados con respecto a su altura difirió significativamente entre sitios ($\chi^2=75.40$, g.l.=27, $P<0.01$). El grupo 2 (sitios 2 y 8) es en el que se encuentran una menor cantidad de individuos infectados de los esperados y en el grupo 3 (sitios 3 y 4) es en el que se encuentran una mayor cantidad de individuos de los esperados para el segundo intervalo de tamaño; asimismo, el grupo 4 (sitio 5) presenta más individuos infectados de los esperados en el cuarto intervalo de tamaño; así como el noveno intervalo de tamaño presenta más individuos infectados de los esperados en el grupo 2 y menos de los esperados en el grupo 3 (Figura 10, a).

Al considerar el DAP, la distribución de individuos infectados difirió significativamente entre sitios ($\chi^2=67.07$, g.l.=27, $P<0.02$). En el primer intervalo de tamaño (5-12.47cm), se puede observar una menor cantidad de individuos infectados de los esperados en el primer y segundo grupo y una mayor cantidad de individuos infectados en el tercer grupo.

Asimismo, en el intervalo de 19.96 a 27.43 cm, se puede observar una mayor cantidad de individuos infectados en el segundo grupo y una menor cantidad de individuos infectados en el tercer grupo de ese mismo intervalo. La misma tendencia se observa en esos dos grupos para el quinto intervalo de tamaño (Figura 10, b).

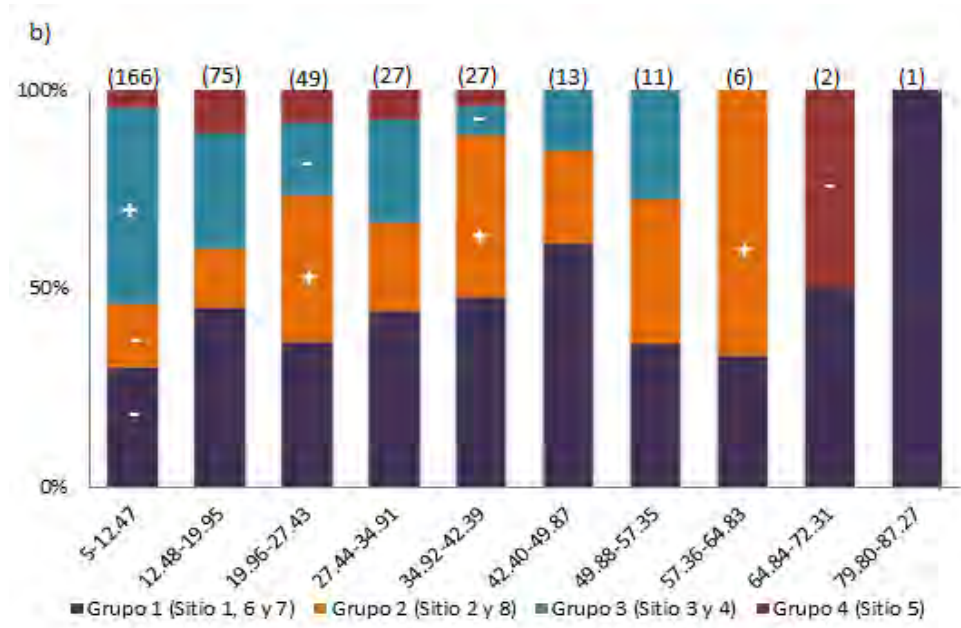
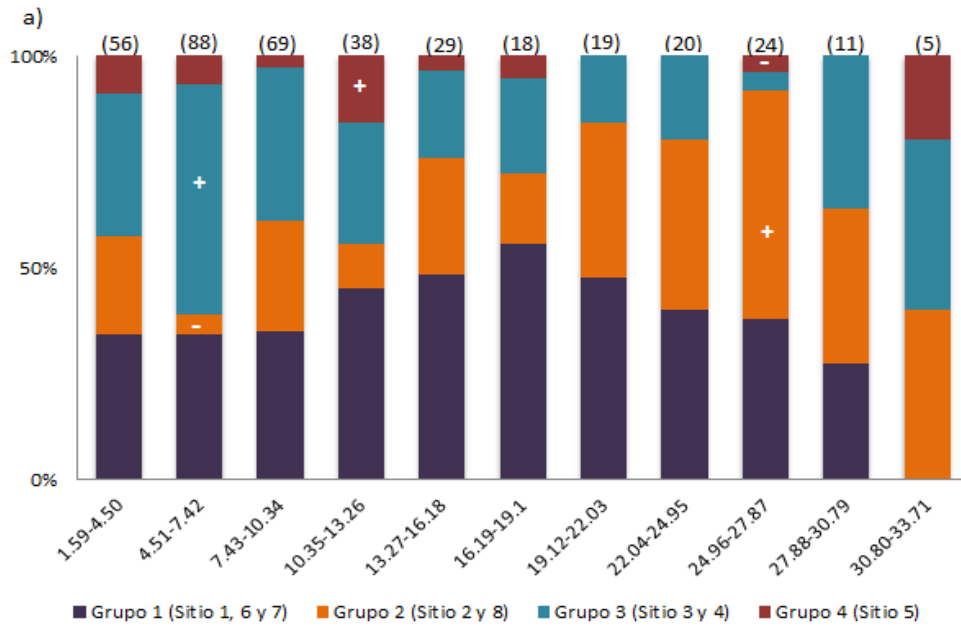


Figura 10.- Distribución de los tamaños de los individuos de *P. hartwegii* infectados en ocho sitios en Zoquiapan. La primera gráfica (figura a) muestra la distribución de alturas, la segunda (figura b) muestra la distribución diámetrica. Los signos de + y - denotan diferencias significativas de acuerdo con la prueba de residuos estandarizados. Datos tomados en enero 2013

3.5. Intensidad de la infestación

Se construyó una matriz de correlación de las variables altura, cobertura, DAP y RFA, y se mostró que todas están correlacionadas entre sí (Tabla 5). Por lo tanto, se llevaron a cabo los GLM para conocer el efecto de dichos factores sobre la severidad (distribución de error= Poisson, función de ligamiento= log) y la incidencia (distribución de error=binomial, función de ligamiento= logit) de manera individual (Tablas 6 y 7) y se escogió el mejor modelo mediante el criterio de información de Akaike (AIC). Hay un efecto significativo del DAP, la altura, la cobertura y el RFA sobre la severidad de *A. vaginatum* (Tabla 6); sin embargo, el modelo del DAP es el que mejor explica la severidad de *A. vaginatum* en la zonas muestreadas (AIC=3793). Por otro lado, únicamente la altura tuvo un efecto marginalmente significativo sobre la incidencia de *A. vaginatum* (Tabla 7).

Tabla 5. Matriz de correlación entre altura, DAP, cobertura y RFA. * $P < 0.05$.

	DAP (cm)	Cobertura	RFA
Altura (m)	0.842*	0.809*	0.278*
DAP (cm)		0.906*	0.261*
Cobertura			0.239*

Tabla 6. Modelo lineal generalizado (tipo de error = Binomial negativo, función de ligamiento = log) de la severidad de *A. vaginatum* con distintos predictores.

Modelo	Estimado	E.E	χ^2	P	AIC
DAP	0.030	0.002	171.07	< 0.0001	3793.0
Altura	0.056	0.004	158.66	< 0.0001	3817.9
Cobertura	0.002	0	151.56	< 0.0001	3832.1
RFA	0.001	0	14.19	0.0002	4106.8

Tabla 7. Modelo lineal generalizado (tipo de error = Binomial, función de ligamento = logit) de la incidencia (porcentaje de árboles infestados) de *A. vaginatum* con distintos predictores.

Modelo	Estimado	E.E	χ^2	<i>P</i>	AIC
Altura	0.775	0.4	3.773	0.052	85.01
DAP	0.041	0.028	2.213	0.137	87.16
Cobertura	0.002	0.002	0.918	0.338	88.46
RFA	0.001	0.001	0.634	0.426	88.75

IV. DISCUSIÓN y CONCLUSIONES

4.1. Características de los sitios

Las parcelas fueron muy heterogéneas entre sí en cuanto a la estructura del rodal (altura, cobertura, DAP, AB, RFA y presencia tocones), pero no en cuanto a los niveles de tala. Sin embargo, se puede observar algunos patrones en los sitios, como se explica a continuación:

- a) Los sitios dos y ocho mostraron los árboles vivos de mayor talla (altura y DAP); así como la menor densidad de árboles vivos, el mayor promedio de AB de árboles muertos y el AB de tocones intermedia (Tabla 2).

Al respecto, la teoría de los $-3/2$ o de auto-aclareo, manifiesta que los individuos en crecimiento pueden presentar una disminución progresiva en su densidad producto de la competencia intraespecífica, que resulta en que los individuos más antiguos se mantendrán mientras que los nuevos individuos experimentarían un detrimento (Begon *et al.*, 2006).

Asimismo, el sitio dos registró la mayor severidad promedio y el mayor porcentaje de incidencia. Lo cual coincide con lo registrado por Bickford *et al.* (2005), en donde los rodales con menor densidad de hospederos (post-aclareo) eran donde se registró mejor desempeño por parte de los hospederos, pese a la presencia de mayores niveles de infestación. Además de encontrarse los mayores niveles de infestación por muérdago en los hospederos más vigorosos.

Basado en lo anterior, se puede sugerir que el aclareo observado en el sitio dos más que ser producto de tala ocurrió de manera natural.

- b) Los sitios 3 y 4 mostraron la mayor densidad de árboles y en ellos que se encontraron los de menor talla (altura, DAP y AB) y de AB de tocones

intermedias (Tabla 2), lo cual puede ser un reflejo del aprovechamiento forestal que ha habido en Zoquiapan.

Éste ha sido un factor que ha moldeado la estructura de los rodales de *P. hartwegii* a través del tiempo. La intensa actividad productiva en la región, generó una disminución drástica en la cobertura forestal del parque, sobre todo en su zona de influencia (DOF, 2013).

El uso industrial de los bosques se intensificó a partir de la modificación de la cota del Parque (de los 3000 a los 3600 m s.n.m.) en los años cuarenta, por parte del entonces presidente Miguel Alemán. Con el establecimiento de la Unidad Industrial de Explotación Forestal, se redujo la superficie de conservación del PNIP a poco más de la mitad y se dio paso a la extracción de toneladas de materia prima durante años para la producción de celulosa.

Al cierre de dicha unidad en el año de 1992, quedó como resultado un paisaje totalmente transformado. Aunado a esto, en los años noventa se otorgaron permisos de aprovechamiento forestal a ejidos y comunidades con una política de conservación poco eficaz que provocó que la cobertura vegetal disminuyera 30% desde entonces (DOF, 2013).

El hecho de que se hayan encontrado rodales muy densos y con árboles de menor talla (sitios 3 y 4), sugiere que estos sitios estuvieron sujetos un evento de tala poco reciente y se está observando un proceso de regeneración.

Con respecto a las estructuras de altura y diamétricas de los hospederos se encontraron diferencias significativas entre grupos, siendo el grupo 1 (sitios 1, 6 y 7) y el grupo 3 (sitios 3 y 4) donde se encuentran la mayor cantidad de individuos en los tres primeros intervalos de tamaño (1.59 m a 10.34 m). En ambos casos se puede observar que la estructura de tamaños presenta la forma de J invertida, es decir la mayor cantidad de individuos cae en el primer intervalo de tamaño y a medida que los intervalos de diámetro y altura se van haciendo más grandes va disminuyendo el número de individuos en cada intervalo (Gadow *et al.*, 2007). Según Lamprecht (1990), la distribución diamétrica con forma de j invertida suele ser presentada por bosques nativos jóvenes o en proceso de recuperación.

El hecho de no haber encontrado individuos de mayor tamaño en dichos sitios puede tener que ver con que estos pudieron haber sufrido tala anteriormente, ya que inicialmente la zona en la que se realizó el presente estudio no estuvo comprendida dentro del parque nacional de 1948 a 1992, y pudo haber estado sujeta a cualquier tipo de aprovechamiento durante esos 44 años (DOF, 2013).

Aunque el historial de aprovechamiento al que anteriormente estuvo sujeta la zona de Zoquiapan es uno de los factores que puede ayudar a explicar la gran cantidad de individuos que se encontraron en los primeros intervalos de tamaño, hay otros factores que también pueden estar influyendo en la estructura de tamaños de los individuos.

Al respecto, la ley del rendimiento final constante establece que hay reducciones denso-dependientes en la tasa de crecimiento de los individuos, donde las variaciones en la densidad de una población pueden implicar cambios en el tamaño o en la forma de los individuos para compensar las fluctuaciones en la densidad (Villalobos *et al.*, 2009). Asimismo, se ha reportado que *Pinus hartwegii* es la especie de pino que presenta la tasa de crecimiento más lenta en los bosques de México debido a las zonas frías y de gran altitud donde habita (Hernández, 1985). Por lo anterior, lo encontrado en la estructura de tamaños (altura y DAP) del total de individuos, quizás responde más a una variación denso-dependiente, en la que está habiendo reducciones en el tamaño de los árboles, (la cual se está viendo reflejada en los primeros intervalos de tamaño) que a un efecto la tala como tal.

En el caso de la estructura de tamaños de los individuos infectados, se observó una tendencia similar tanto para el diámetro como para la altura, que consiste en que hay una mayor cantidad de individuos infectados de los que se esperaban en el primer intervalo de tamaño, es decir en los árboles que miden entre 1.59-4.59 m de altura y 5-12.47 cm de DAP.

Esto puede estar relacionado con lo registrado por Shaw *et al.* (1991), donde se observó un incremento y diseminación de la infección en árboles que se encontraban creciendo debajo de hospederos infectados residuales de una poda reciente. Esto

implica que la razón por la que la mayoría de los individuos infectados pertenecen a los primeros intervalos de tamaño puede tener que ver con que la estructura del rodal de esos sitios está compuesta principalmente por pinos jóvenes, que presentan un menor grosor en su corteza, lo que permite a las semillas de muérdago penetrarla con mayor facilidad para poder establecerse (Torres, 1984). También influye la exposición a la lluvia de semillas de muérdago enano de hospederos infectados cercanos.

Lo anterior resulta contrastante a lo encontrado por autores, como de Buen *et al.* (2002), donde se registró generalmente una mayor probabilidad de infección en los individuos de mayor talla y la mayor severidad en árboles altos y cercanos a un conoespecífico infectado.

4.2. Efecto de la tala sobre la infestación

El disturbio antropogénico afecta a las poblaciones de plantas y se ha visto que puede influir sobre la infección ocasionada por muérdagos (Musselman y Press, 1995; Norton *et al.*, 1995; Bickford *et al.*, 2005; Burguess *et al.*, 2005; MacRaild *et al.*, 2010; Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2013). Sin embargo en el presente estudio, la tala parece no tener un efecto directo sobre la intensidad de la infestación de muérdago enano en los rodales de *Pinus hartwegii*. Se puede observar, sin embargo que la dinámica de la infección en los ocho sitios se encuentra influenciada por la estructura del rodal, la cual a su vez es la consecuencia indirecta del historial de tala realizado en la zona en los últimos años.

Se observó que la variable que tiene una mayor influencia en la severidad de la infestación por muérdago enano es el DAP (Tabla 5). *A. vaginatum* tiende a establecerse frecuentemente en el tronco (Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2011), lo cual puede ser producto del tipo de dispersión por balistocoria que presenta, en la que es más probable que las semillas infecten a un mismo individuo en más de una ocasión (auto infección) si este tiene un diámetro mayor, dado que un árbol más ancho representa una mayor superficie de colonización (Queijeiro-Bolaños *et al.*, datos no publ.) y una mayor disponibilidad de recursos (Aukema y Martínez del Río, 2002).

Los muérdagos enanos parasitan en muchos casos la copa cuando ésta representa la mayor superficie del árbol. En el caso de *P. hartwegii* se ha visto que el fuste está limpio de ramas en dos tercios de su superficie o reteniendo parte de las ramas viejas (Fonseca, 2013), lo cual puede tener relación con el hecho de que se haya encontrado que la variable que tiene una mayor influencia en la severidad es el DAP más que la cobertura, que es donde se encuentra el muérdago con gran frecuencia (Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2011).

El porcentaje de árboles infestados se encontró asociado de manera marginalmente significativa a la altura. Esto puede deberse a que a mayor altura hay una mayor superficie de recepción, lo cual incrementa la probabilidad de que un árbol sea infectado más fácilmente (Hernández-Benítez *et al.*, 2005). Además, los ejemplares de mayor tamaño son los primeros en infectarse debido a que han tenido mayor tiempo de exposición a la lluvia de semillas en comparación a los árboles más chicos (Hernández-Benítez *et al.*, 2005). La observación de que los árboles más grandes tienen mayor frecuencia de ataque parasítico e infección más intensa que los árboles pequeños no es poco común (Donohue, 1995). En otros estudios se ha registrado algo similar estudiando la incidencia *A. americanum* en sitios sujetos a incendios, donde la incidencia de este muérdago estaba correlacionada con la altura del hospedero (Kipmuller y Baker, 1998).

Por su parte a la radiación fotosintéticamente activa (RFA), no se encontró asociada de manera significativa a la incidencia (dado que no fue el modelo de mejor calidad según el criterio de información de Akaike (AIC)), pero sí a la severidad de la infestación. Esto pudo tener que ver con algunas limitaciones que se presentaron al momento de registrar las mediciones, tales como las variaciones climáticas durante los días que se tomaron las medidas (algunos días fueron soleados y otros con neblina y lluvia). Además de otro tipo de limitaciones tales como el no haber realizado los registros todos los días a la misma hora (las mediciones se tomaron aproximadamente de 10 am a 6 pm), había unos sitios más densos que otros, algunos que se podían muestrear en un día, y otros en los que el muestreo podía durar menos tiempo y

permitía muestrear más de un sitio el mismo día, con lo que se le introdujo mucha variación en cuanto al tiempo en que se registraron las mediciones.

Hay que recalcar que se presume que la tala analizada en los ocho sitios, es producto del aprovechamiento que realizan los ejidos en los rodales adyacentes al camino principal que llega hasta la estación de Chapingo. Pero no se pudo determinar si parte de la tala observada es también producto de la tala clandestina.

Dado que la tala es un fenómeno que tiene consecuencias socio-ambientales, es importante hacer un análisis integral que aborde la parte ecológica utilizando otras variables que permitan ver otros aspectos de la tala como: la compactación de suelo resultante del derribo y arrastre de los árboles talados y como afecta esto a los árboles y a los muérdagos enanos; la estimación exacta del tiempo transcurrido a partir de la última tala esto a través del análisis de los cambios de cobertura del suelo con imágenes de percepción remota, lo que permitiría tener más certeza respecto al alcance de la tala en el PNIP y el tiempo que tarda la regeneración de *P. hartwegii* en los sitios sujetos a este disturbio en el PNIP.

Por otro lado, para tener mayor certeza respecto a si la tala encontrada en la zona de Zoquiapan es producto de aprovechamiento por parte de los ejidos, se podría hacer para trabajos futuros entrevistas a los habitantes a la zona cercana a Zoquiapan y a los integrantes de los ejidos.

4.3. Conclusiones

1. La severidad y la incidencia de *Arceuthobium vaginatum* no está siendo influida de manera directa por la tala sino por la estructura de los rodales de *Pinus hartwegii*.
2. El sitio dos presenta la menor densidad de individuos y los árboles de mayor talla; así como la mayor área basal de árboles muertos y área basal de tocones intermedia, lo cual es muy probablemente producto del aclareo natural.
3. Los sitios tres y cuatro presentan la mayor densidad de árboles, así como los árboles de menor talla y la densidad intermedia de tocones producto del

aprovechamiento en la zona, el bosque está posiblemente en proceso de regeneración.

4. La estructura de tamaños del total de individuos presenta la forma de J invertida que usualmente presentan los sitios en regeneración.
5. La estructura de tamaños de los individuos infectados muestra más individuos infectados de los esperados, lo que puede deberse a la gran disponibilidad que hay de hospederos pequeños, a que estos hospederos tienen una corteza menos gruesa y fácil de penetrar y a que están expuestos a la lluvia de semillas de hospederos infectados cercanos.
6. La severidad de la infestación por muérdago está fuertemente ligada al DAP, porque los árboles con mayor diámetro representan una mayor superficie de colonización lo cual le es más favorable al muérdago por su tipo de dispersión.
7. La incidencia se encuentra ligada de manera marginalmente significativa a la altura, esto es porque los árboles altos son una mejor fuente de dispersión para el muérdago, debido a la mayor altura de origen de dispersión.

4.4. Consideraciones a ser estudiadas

Se menciona en el plan de manejo (DOF, 2013) que los taladores aprovechan el sistema de caminos y veredas para talar el bosque y que se realiza por parte de grupos bien organizados con equipo sofisticado, así como por individuos aislados en la modalidad de trabajo hormiga, por lo que lo que sería importante saber en qué estado se encuentran los rodales de *Pinus hartwegii* que están lejos del camino principal que atraviesa Zoquiapan, y si esta tala intensiva que se realiza de manera clandestina tendría un efecto significativo en la intensidad de infección.

También sería interesante saber, ¿Cuál es el destino de la madera aprovechada por parte de los ejidos en la zona de Zoquiapan?; ¿Qué hacen con los árboles de gran talla infectados por muérdago?, y ¿Si existen prácticas de selección de calidad, dónde se realice la extracción de los árboles con mejor madera y se dejan los árboles poco saludables?

Como lo menciona Masera *et al.* (2000), ante la fragmentación y degradación de los bosques templados en México, surge la necesidad de plantear estrategias de gestión y manejo de bosques a fin de preservar y restaurar el recurso en el largo plazo. Es necesario plantear estrategias que ponderen los ejes ambiental, social, cultural y económico.

LITERATURA CITADA

- Agne, M. C., Shaw, D. C., Woolley, T. J., y Queijeiro-Bolaños, M. E. 2014. Effects of dwarf mistletoe on stand structure of lodgepole pine forests 21-28 years post-mountain pine beetle epidemic in central Oregon. *PloS one*, 9(9), e107532.
- Arce-Campos, J.J., M. Camacho-Calvo, R. Villalobos-Soto, C. M. Rodríguez, M. Gómez-Flores. 2007. *La tala ilegal en Costa Rica: un análisis para la discusión*. Turialba, C.R: CATIE, 70p.
- Arriaga L, M Franco y Sarukhán. 1988. Identification of natural groups of trees of uneven-aged forest using multivariate methods. *Journal of Ecology* 76: 1092-1100.
- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (eds.). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. pp. 429.
- Aukema, J.E. and Martínez del Rio, C., 2002. Where does a fruit-eating bird deposit mistletoe seeds? Seed deposition patterns and an experiment. *Ecology*, 83 (12), 3489-3496 pp.
- Aukema, J.E. 2003. Vectors viscin and Viscaceae: mistletoes as parasites, mutualists, and resources. *Frontiers Ecology and Environment*. 1: 212-219.
- Begon, M., Townsend, C.R. and Harper, J.L. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems.
- Bickford P. C., T. E. Kolb y B. W. Geils. 2005. Host physiological condition regulates parasitic plant performance: *Arceuthobium vaginatum* subsp. *cryptopodum* on *Pinus ponderosa*. *Oecologia*, 146:179-189.
- Bocco G., M. Mendoza y O. R. Maser. 2001. La dinámica del cambio de uso de suelo en Michoacán, una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación, *Investigaciones Geográficas*, 44:18-38
- Burguess V. J., D. Kelly, A. W. Robertson y J. J. Ladley. 2005. Positive effects of forest edges on plant reproduction: literature review and a case study of bee visitation to flowers *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae), *Journal of Ecology*, 30(2):179-190.

- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México y Agrupación Sierra Madre. México, 847 pp.
- Chávez-Salcedo, L.F. 2013. Estructura de la comunidad de artrópodos asociados a dos especies de muérdago enano (*Arceuthobium* spp.) parásitos de *Pinus hartwegii* (Lindl.) en el Parque Nacional "Zoquiapan y Anexas". Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México 94 pp.
- Cibrián, T. D., D. Alvarado R. y S. E. García D. (Eds.). 2007. Enfermedades forestales en México/ Forest Diseases in México. Universidad Autónoma de Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. 587 pp.
- CONABIO. 2008. *Capital natural de México, vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 310 pp.
- de Buen, L.L., Ornelas, J.F. and García-Franco, J.G., 2002. Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 164(1), pp.293-302.
- 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.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2011. *Situación de los bosques del mundo 2011*. Forest Resources Division, Forestry Department, FAO, Rome, 176 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2002. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2000. Roma, Italia. 367 pp.

- Fonseca R.M. 2013. *Flora de Guerrero*. No. 58. Pinaceae. UNAM, Prensa de Ciencias. México. 64pp.
- Gadow, K.V., Sánchez O.S. y Álvarez J.G. 2007. Estructura y Crecimiento del Bosque. Universidad de Göttingen, Alemania. 287 pp.
- Gill, L.S. and Hawksworth, F.G. 1961. The mistletoes: A literature review. U.S. Dep. Agric. For. Ser. Tech. Bull. 1242 pp.
- Groom, M. J., & Schumaker, N. 1993. Evaluating landscape change: patterns of worldwide deforestation and local fragmentation. *Biotic interactions and global change*, 24-44.
- Hawksworth, F. G., y Wiens, D. 1965. *Arceuthobium* in Mexico. *Brittonia*. 17(2), 213-238.
- Hawksworth, F. G. 1977. The 6-class dwarf mistletoe rating. United States DA (USDA), Forest Service General Technical Reports RM-48.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens. 1996. Dwarf mistletoes: biology, pathology and systematic. USDA Forest Service, 410 pp.
- Hernández M., H. 1985. Variación natural de *Pinus hartwegii* (Lind): dimensiones transversales de las traqueidas en un transecto altitudinal de Zoquiapan. Tesis Profesional. División de Ciencias Forestales. U. A. Ch. Chapingo, Méx, 59pp.
- 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.). *Revista Ciencia Forestal en México*, 30:79-86.
- Kipfmüller K. F. y W. L. Baker. 1998. Fires and dwarf mistletoe in a Rocky Mountain lodgepole pine ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 108: 77-84.
- Knutson, D.M. 1983. Physiology of mistletoe parasitism and disease responses in the host. En: The biology of mistletoes. M. Calder y P. Berhardt, eds. Academic Press, San Diego, C.A. 245-316pp.
- Lamprecht, H. 1990. Forest Ecosystems and respective arboreal species; possibilities use methods. GTZ, Eschborn. 343 pp.
- LGEEPA (Ley General de Equilibrio Ecológico y de Protección al Ambiente). 1997. México. 205 pp.

- Lomas-Barrié, C. T., S. Terrazas-Domínguez y H. Tchikoué-Maga. 2005. Propuesta de Ordenamiento Ecológico Territorial para el Parque Nacional de Zoquiapan y Anexas. *Revista Chapingo*, 11(1): 57-71.
- MacRaild L. M., J. Q. Radford y A. F. Benett. 2010. Non-linear effects of landscape properties on mistletoe parasitism in fragmented agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 25: 395-406.
- Masera O., M. J. Ordoñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*, 35: 265-295.
- Masera O., Astier M., López-Riadura S. 2000. Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación de MESMIS. Mundi-Prensa México, México D.F.
- Mathiasen, R.L. 1996. Dwarf mistletoes in forest canopies. *Northwest Sci.* 70:61-71.
- Mathiasen, R. L., D. L. Nickrent, D. C. Shaw y D. M. Watson. 2008. Mistletoes: pathology, systematic and management. *Plant disease*, 92(7): 988-1006.
- Mathews, A. S. 2006. Ignorancia, conocimiento y poder. El corte de la madera, el tráfico ilegal y las políticas forestales en México. *Desacatos*, 21:135-160.
- Myers, N. 1988. Tropical forest and their species. En: Wilson EO (ed) *Biodiversity*: 28-35. Academic Press, New York, USA.
- Musselman, L. J y M. C. Press. 1995. Introduction to parasitic plants. En: Press. C. M. y J. D Graves (eds.). *Parasitic plants*. Chapman y Hall, Londres, pp. 2-11.
- Norton, D. A, Hobbs R. J. y L. Atkins. 1995. Fragmentation, disturbance, and plant distribution: mistletoes in woodland remnants in the western Australian wheatbelt. *Conservation Biology*, 9 (2):426-438.
- Norton, A. D y M. A. Carpenter. 1998. Mistletoes as parasites: host specificity and specification. *Trends in Ecology and Evolution*. 13 (3): 101-105.

- Pickett, S. T. A. y P. S. White .1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego, 472 pp.
- Press, M. C y G. K. Phoenix. 2005. Impacts of parasitic plants on natural communities. *New Phytologist*, 166:737-751.
- 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 “Zoquiapan y anexas”, Estado de México. *Acta Botanica Mexicana*, 96: 49–57.
- Queijeiro-Bolaños, M. E., Cano-Santana, Z. y 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. 2016. Growth of hartweg’s pine (*Pinus hartwegii*) parasitized by two dwarf mistletoe species (*Arceuthobium* spp.). *Botanical Sciences*, 94(1), 51-62.
- Rapport, D. J. y W. G. Whitford. 1999. How ecosystems respond to stress. Common properties of arid and aquatic systems. *Bioscience*, 49(3):193-203.
- Reforestación y deforestación*. (s.f.) Recuperado el 30 de octubre de 2015, de: <http://cruzadabosquesagua.semarnat.gob.mx/viii.html>
- Reid N, Smith NM, y Yan Z. 1995. Ecology and population biology of mistletoes. En: Lowman MD and Nadkarni NM (Eds). *Forest canopies*. San Diego, CA: *Academic Press*. pp 285–310.
- Rzedowzki, J. 1983. Vegetación de México. *Limusa*. México, DF, 432.
- Rzedowzki, J. 1981. Vegetación de México. *Limusa*. México, DF, 432pp.
- Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowski y colaboradores, 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el

Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Michoacán. (Edición digital: INECOL 2010).

Shaw, C. G., III, y Hennon, P. E. 1991. Spread intensification, and upward advance of dwarf mistletoe in thinned, young stands of western hemlock in southeast Alaska. *Plant Disease* 75: 363-637.

Shaw, D.C., Watson, D.M., and Mathiasen, R.L. 2004. Comparison of dwarf mistletoes (*Arceuthobium* spp., Viscaceae) in the western United States with mistletoes (*Amyema* spp., Loranthaceae) in Australia — ecological analogs and reciprocal models for ecosystem management. *Aust. J. Bot.* 52: 481–498.

Shaw, D.C., J. Chen, E. A. Freeman y D.M. Braun. 2005. Spatial and population characteristics of dwarf mistletoes infected trees in an old-growth Douglas-fir-western hemlock forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 35 (4): 990-1001

Shaw, D.C., Oester, P.T. y G.M. Filip. 2009. Managing insects and diseases of Oregon conifers. Oregon State University Extensión Service. Shea, K.R. y Stewart, J.L. 1972. Hemlock dwarf mistletoe. U.S. Department of Agriculture Forest Pest Leaflet. 135pp.

Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15:353-391.

Styles, B. T. 1993. Genus *Pinus*: A Mexican Purview. En: T.P Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (Eds.) *Biological diversity of Mexico: Origins and distributions*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 342-420.

Torres R., J. M. 1984. Tablas de rendimiento de densidad variable para *Pinus hartwegii* (Lindl.) en la Estación Forestal Experimental Zoquiapan, Estado de México. Tesis Profesional División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo, México. 278 pp.

Transformación de variables. (s.f.) Disponible en: <http://halweb.uc3m.es/esp/Personal/personas/jmmarin/esp/EDescrip/tema4.pdf>

- Van Omeren, R. J. y T. G. Whitham. 2002. Changes in interactions between juniper and mistletoe mediated by shared avian frugivores: parasitism to potencial mutualism. *Oecología*, 130: 281-288.
- Vega E. y E. Peters. 2005. Conceptos generales sobre disturbio y sus efectos en los ecosistemas. Instituto Nacional de Ecología, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SERMANAT). México.
- Villalobos F. J., Mateos L., Orgaz F., Ferres E., 2009. Fitotecnia: bases tecnológicas de la producción agrícola. *Mundi-Presa*. 446pp.
- Wayne W. D. 2009. Bioestadística: Base para el análisis de las ciencias de la salud. 4a. ed. México: Limusa Wiley, 928pp.
- Watson, V. M. 2001. Mistletoe, a key resource in forest and woodlands worldwide. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32:219-49.
- Whittaker PL. 1984. The insect fauna of mistletoe (*Phoradendron tomentosum*, Loranthaceae) in southern Texas. *Southwest. Nat.* 29:435-44.
- Zar, H.J. 2010. Bioestatistical Analysis. Prentice Hall. Upper Saddle River- 944 pp.