

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



TESIS

**Estructura del arbolado y regeneración de *Pinus cembroides*
después de una infestación de *Dendroctonus mexicanus* y de
cortas de saneamiento**

POR

Biól. EDUARDO DÍAZ CRUZ

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

DICIEMBRE, 2016

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



**ESTRUCTURA DEL ARBOLADO Y REGENERACIÓN DE *PINUS*
CEMBROIDES DESPUÉS DE UNA INFESTACIÓN DE
DENDROCTONUS MEXICANUS Y DE CORTAS DE SANEAMIENTO**

POR

BIÓLOGO EDUARDO DÍAZ CRUZ

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAestrÍA EN CIENCIAS FORESTALES

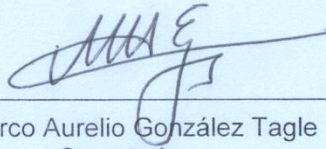
DICIEMBRE, 2016

Estructura del arbolado y regeneración de *Pinus cembroides* después de una infestación de *Dendroctonus mexicanus* y de cortas de saneamiento

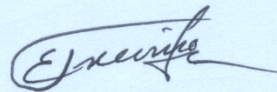
Aprobación de tesis



Dr. Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez
Presidente



Dr. Marco Aurelio González Tagle
Secretario



Dr. Eduardo Javier Treviño Garza
Vocal

Diciembre de 2016

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por haberme otorgado la beca que me permitió realizar los estudios de maestría.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León por permitirme adquirir las herramientas necesarias para un desarrollo profesional, con especial agradecimiento a los maestros de la facultad que a través de su experiencia y conocimientos contribuyeron con mi formación académica.

Al Dr. Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez, por haberme guiado en el desarrollo de este trabajo con sus oportunas y acertadas observaciones y consejos, así como por haberme brindado las facilidades de realizar el trabajo de campo.

Al Dr. Marco Aurelio González Tagle y al Dr. Eduardo Javier Treviño Garza, por las aportaciones realizadas a este trabajo.

A mis compañeros y amigos de maestría, así como a los alumnos de licenciatura que me ayudaron con la toma de datos en campo.

A mi familia, que en todo momento me apoya y anima en las decisiones importantes de mi vida.

A mi novia *Flor Esthela*, por estar siempre a mi lado y apoyarme, incluso, en los momentos más difíciles.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS	<i>i</i>
ÍNDICE DE FIGURAS	<i>ii</i>
RESUMEN	<i>iii</i>
ABSTRACT	<i>iv</i>
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
2.1 Origen y distribución de los bosques de pino	3
2.2 <i>Pinus cembroides</i>	4
2.2.1 Distribución y hábitat	4
2.2.2 Características botánicas y fenológicas de <i>Pinus cembroides</i>	5
2.2.3 Importancia ecológica y económica	6
2.3 Escarabajos descortezadores dentro de los bosques de pino	7
2.4 Resiliencia y declinación de los bosques de pino	9
2.5 Estructura y regeneración de los bosques de pino después de un brote de escarabajos descortezadores	12
3. HIPÓTESIS	19
4. OBJETIVOS	20
4.1 Objetivo General	20
4.2 Objetivos Específicos	20
5. MATERIALES Y MÉTODOS	21
5.1 Descripción del área de estudio	21
5.2 Toma de datos	22
5.3 Análisis de datos	27
6. RESULTADOS	28
6.1 Estructura del arbolado de <i>Pinus cembroides</i>	28
6.2 Cuantificación de la regeneración de <i>Pinus cembroides</i>	35
6.3 Composición florística	36

6.4 Comparación cuantitativa de la comunidad vegetal	38
7. DISCUSIÓN	40
7.1 Estructura del arbolado de <i>Pinus cembroides</i>	40
7.2 Cuantificación de la regeneración de <i>Pinus cembroides</i>	43
7.3 Composición y comparación cuantitativa de la vegetación	45
8. CONCLUSIONES	49
9. BIBLIOGRAFÍA	50

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Densidad promedio total de <i>P. cembroides</i> en cada condición fitosanitaria, excluyendo a las plántulas ($p \leq 0.05$, $X^2=9.07$) (SD) = Desviación Estándar	31
Tabla 2. Diferencia significativa entre las variables dasométricas de <i>P. cembroides</i> en cada condición fitosanitaria, excluyendo a las plántulas ($p > 0.05$ Altura $X^2=4.88$) ($p \leq 0.05$ DN $X^2= 30.36$; Área Basal $X^2= 29.87$; Área de Copa $X^2=10.16$). (SD)= Desviación Estándar	31
Tabla 3. Diferencia significativa entre el número de plántulas de <i>P. cembroides</i> en cada condición fitosanitaria ($p \leq 0.05$, $X^2=8.03$). (SD)= Desviación Estándar	32
Tabla 4. Valores de Abundancia, Frecuencia, Dominancia e Índice de Valor de Importancia para cada una de las especies registradas en cada condición fitosanitaria de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L.	33
Tabla 5. Índice de riqueza específica de Margalef (1958) para cada condición fitosanitaria de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L.	34
Tabla 6. Índices de equitabilidad de Shannon (1949) y Pielou (1969) e índice de dominancia de Simpson (1949) para cada condición fitosanitaria de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L. La varianza del índice de Shannon determinó diferencias significativas ($p<0.05$) entre las tres condiciones fitosanitarias.	34
Tabla 7. Matriz de diversidad β . Valores de los índices cuantitativos de similitud/disimilitud de Morisita-Horn y Sørensen, así como del índice de recambio de especies de Whittaker entre cada condición fitosanitaria de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L.	35

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Área de estudio en el municipio de Aramberri, N. L. A= Portal de Antejitos; B=La Joya	20
Fig. 2. Tres condiciones fitosanitarias del bosque de <i>Pinus cembroides</i> en el municipio de Aramberri, N. L. A=Sitios Sanos; B=Sitios Infestados; C=Sitios Saneados	20
Fig. 3. Comparación del aspecto de los individuos de <i>P. cembroides</i> (arriba) en el área de estudio y (abajo) en zonas adyacentes y más bajas al área de estudio.	21
Fig. 4. (Arriba) Panorámica del brote activo del descortezador <i>D. mexicanus</i> mostrando la coloración del arbolado de <i>P. cembroides</i> en Aramberri, N. L. (Abajo) Grumos de resina y galerías formadas por los descortezadores.	22
Fig. 5. Bosques de pino piñonero en Aramberri después de realizadas las actividades de saneamiento de acuerdo con la NOM-019-SEMARNAT-2006.	23
Fig. 6. Densidad promedio de las clases diamétricas y clases de altura en la condición sana de los bosques de pino piñonero de Aramberri, N. L. Los individuos muertos no representan la infestación de <i>D. mexicanus</i> .	26
Fig. 7 Densidad promedio de las clases diamétricas y clases de altura en la condición infestado por <i>D. mexicanus</i> en Aramberri, N. L. Los individuos muertos representan el 60% de la infestación por el descortezador.	27
Fig. 8. Densidad promedio de las clases diamétricas y clases de altura en la condición saneada conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006 en Aramberri, N. L.	28
Fig. 9. Densidad promedio de plántulas, árboles jóvenes y árboles adultos de <i>P. cembroides</i> en las tres condiciones fitosanitarias del bosque de pino piñonero en Aramberri, N L ($p \leq 0.05$ plántulas $X^2=8.03$; jóvenes $X^2=7.79$; adultos $X^2=8.71$) \emptyset = Diámetro Normal.	29
Fig. 10. Área basal promedio de árboles jóvenes y árboles adultos de <i>P. cembroides</i> en las tres condiciones fitosanitarias del bosque de pino piñonero en Aramberri, N L ($p \leq 0.05$ árboles jóvenes $X^2=7.76$; adultos $X^2=8.46$).	30

RESUMEN

En los últimos años, los bosques templados de pino han sido afectados por diferentes factores bióticos y abióticos de estrés. Existen diversas investigaciones enfocadas en comprender cómo la estructura y la composición de los bosques templados de pino responden a dichos factores de disturbio, en especial después de incendio forestales. Sin embargo, la estructura y la composición de los bosques de pino no han sido evaluadas después de las infestaciones por parte de los escarabajos descortezadores o después de las cortas de saneamiento realizadas conforme a la NOM 019-SEMARNAT-2006. Es por eso que el presente trabajo tuvo como objetivo comparar la estructura del arbolado, la composición florística y el establecimiento de plántulas de *Pinus cembroides* Zucc. en sitios sanos, sitios infestados y en sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006 en Aramberri, N. L. Fueron registradas las variables dasométricas del arbolado de *P. cembroides*, tales como altura, diámetro normal, área basal y área de copa, así como la densidad de las plántulas, árboles jóvenes y maduros. También fueron evaluados los parámetros ecológicos de abundancia, frecuencia, dominancia e índice de valor de importancia para cada especie vegetal encontrada, además de calcular y comparar la biodiversidad alfa y beta. Tanto las infestaciones de *D. mexicanus* como las cortas de saneamiento generan cambios en la estructura, la composición y en la abundancia de la regeneración del bosque de *P. cembroides*.

ABSTRACT

In recent years, temperate forests have been affected by different biotic and abiotic stress factors. There are several researches focus on how the structure and composition of temperate forests respond to disturb factors, especially after a fire forest. However, structure and regeneration has not been evaluated after bark beetle infestations or after control of bark beetles according to the NOM 019-SEMARNAT-2006. That is why the present research had the objective of compare the structure and the floristic composition of the stand and the establishment of *Pinus cembroides* Zucc. seedlings in healthy, infested and logged stands according with the NOM 019 SEMARNAT 2006 in Aramberri, N. L. Dasometric parameters: height, diameter, basal area, canopy area, seedlings density and the number of young and mature trees were registered. Also ecological parameters such as: abundance, frequency, dominance and importance value index were evaluated for each species to calculate and compare alfa and beta biodiversity. Bark beetle infestations and logging to control bark beetle infestations change the structure, composition, abundance and regeneration of *P. cembroides* forests.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques de pino de Norteamérica ocupan 677.5 millones de hectáreas, lo que representa el 17% del área boscosa mundial, con Canadá, Estados Unidos y México, en tercer, cuarto y doceavo lugar, respectivamente (CONABIO, 2008; Tkacz *et al.*, 2008). Los bosques de pino han coevolucionado con otras especies como los insectos, las plantas epífitas, los hongos y los microorganismos, los cuales se han convertido en agentes importantes para mantener una estructura, composición, sucesión y patrones de distribución de las especies arbóreas que conforman los bosques de pino, así como para mantener una recirculación óptima de los nutrientes en el ecosistema (McCullough, 1998; Klutsch, 2011). Además, algunos eventos como los incendios forestales, las sequías, la humedad excesiva, los frentes fríos extremos y la contaminación son factores abióticos que estresan y debilitan los bosques de pino, reduciendo su vigor y deteriorando su estado de salud (Evangelista *et al.*, 2010).

Cuando los factores abióticos de estrés, mencionados anteriormente, se presentan en los bosques de pino, los factores bióticos cambian en frecuencia, severidad y extensión, generando una elevada mortalidad del arbolado (Klutsch *et al.*, 2014), provocando impactos negativos en aspectos ecológicos y económicos para el ecosistema y la sociedad (Sánchez *et al.*, 2013). Ejemplo de ello son los escarabajos descortezadores de coníferas, cuyos crecimientos poblacionales a causa de los cambios en los patrones climáticos, han causado la pérdida de millones de hectáreas de bosques de pino en Norteamérica. Por ejemplo, en 2011 los escarabajos descortezadores afectaron 710 millones de metros cúbicos de madera comercial en una localidad de 17 millones de hectáreas al oeste de Canadá (Bourbonnais *et al.*, 2013). En Estados Unidos, los escarabajos descortezadores afectaron 16.8 millones de hectáreas en 2011 (US Forest Service, 2014). En el norte de México, debido a la baja humedad y a las altas temperaturas registradas en los últimos años, se ha reducido el vigor del arbolado para resistir ataques de insectos descortezadores, afectando cerca

de 13,000 hectáreas de zonas boscosas, tan sólo en el estado de Nuevo León (Sánchez *et al.*, 2013).

Las infestaciones por escarabajos descortezadores, junto con los incendios forestales, son los factores naturales de disturbio más comunes en los bosques de pino. Estos disturbios tienen un impacto en el arbolado, alterando la dinámica de sucesión vegetal y provocando que los bosques requieran un periodo considerablemente largo para su regeneración. Existe una gran cantidad de información sobre la regeneración de pino seguida de un incendio forestal. Sin embargo, la regeneración seguida de una infestación de escarabajos descortezadores no ha sido descrita ni analizada detalladamente en este tipo de ecosistemas forestales (Kayes y Tinker, 2012).

En México, son realizadas prácticas silvícolas conocidas como cortas de saneamiento, con la finalidad de combatir y controlar el avance de las infestaciones de los escarabajos descortezadores en los bosques de pino. Dichas prácticas están descritas y reguladas por la norma oficial mexicana NOM 019 SEMARNAT 2006. Aún y cuando son llevadas a cabo las actividades de saneamiento descritas en dicha norma, no han sido descritas y analizadas las condiciones remanentes y la dinámica de sucesión vegetal después de que son aplicadas las cortas de saneamiento en los bosques de pino infestados por escarabajos descortezadores.

Al proteger la estructura y la composición del bosque de pino después de una infestación por escarabajos descortezadores y de realizadas las actividades de saneamiento, se pueden prevenir los efectos negativos en los procesos ecosistémicos ocasionados por la pérdida del arbolado, así como evitar la pérdida de los recursos maderables y no maderables aprovechables directamente, los cuales forman parte importante de la frágil economía de muchas comunidades de escasos recursos que habitan los bosques de pino, como las que se encuentran en los municipios al sur del estado de Nuevo León.

2. ANTECEDENTES

2.1 Origen y distribución de los bosques de pino

Los pinos comprenden uno de los géneros más grandes del grupo de las coníferas, están distribuidos a través del hemisferio norte, y cuentan con un abundante registro fósil (Eckert y Hall, 2006). Aún y cuando se ha descrito que la mayoría de los géneros de la familia Pinaceae se originaron en el período Cretácico (Miller, 1977), se ha reconocido que el género *Pinus* existió antes de este período, como lo demuestra el cono fosilizado de *Pinus belgica* encontrado en las excavaciones de Wealden, Bélgica por K. L. Alvin en 1960 (Eguiluz, 1985).

Los eventos de los últimos diez mil años han modelado la distribución actual de los bosques de pino, desde las regiones árticas y subárticas de Norteamérica y Eurasia hasta las regiones tropicales y subtropicales de Centroamérica y Asia (Sánchez, 2008). Su distribución más meridional en América es en Nicaragua (12° N), donde se encuentran poblaciones de *P. caribaea var. hondurensis* (Sánchez, 2008).

Se cree que los bosques de pino entraron a México desde Estados Unidos de América a través de la Sierra Madre Occidental y Oriental. Una vez formado el Eje Neovolcánico Transversal, éste sirvió como punto de encuentro de las especies de pino provenientes de las dos sierras del norte, convirtiéndose así, en un centro de diversificación del género y punto de dispersión de los pinos hacia el norte y sur del territorio mexicano (Eguiluz, 1985). México es considerado un centro secundario de diversidad del género *Pinus*. Los procesos de diversificación del género ocurrieron en las principales cadenas montañosas, que funcionaron como corredores biológicos o como islas biogeográficas que definieron el patrón de distribución general actual de los bosques de pino. Recientemente son reconocidas para México 46 especies, 3 subespecies y 22

variedades de pino. El 55% de estas especies son endémicas, lo que convierte a México como la nación con mayor diversidad al contar con alrededor del 42% de las especies del mundo (Sánchez, 2008).

El rango altitudinal del género *Pinus* en México varía desde los 120 hasta los 4000 msnm (Eguiluz, 1982). Se encuentra desde la costa de Baja California, hasta los límites arbóreos de los volcanes más altos del Eje Volcánico Transversal en el sur-centro del país. En cuanto a la distribución latitudinal en México, el género *Pinus* se encuentra desde el centro del estado de Sonora hasta los estados más sureños del territorio nacional (Gernandt y Pérez, 2014).

2.2 *Pinus cembroides*

2.2.1 Distribución y hábitat

Dentro de las especies de pino, los pinos piñoneros están distribuidos ampliamente desde el sur de Idaho, E. U. A. (42° N) hasta Puebla, México (18° N) (Malusa, 1992). La distribución geográfica del pino piñonero (*Pinus cembroides* Zucc.) en México está restringida a las vertientes interiores de la Sierra Madre Oriental y Occidental, sobre las montañas de baja altura que rodean el árido Altiplano mexicano, entre los 1500 y 2550 msnm (Francoise, 1977; Romero *et al.*, 1996).

Los bosques de *Pinus cembroides* se desarrollan en climas del tipo (BSk) seco templado, hasta climas del tipo (Cwb) templado subhúmedo, en donde la temperatura anual promedio es de 18 °C con oscilaciones entre los 7 y 40 °C, y la precipitación anual está entre los 365 y 450 mm (Vázquez *et al.*, 1999).

P. cembroides es una especie que prefiere los suelos de neutros a alcalinos con un pH de 4 a 8, creciendo típicamente en suelos someros, con profundidad menor a los 50 cm, suelos pobres, calcáreos de origen *in situ*, principalmente

coluviales y aluviales en menor grado, con un alto contenido de yeso, delgados en lomeríos y aluviones en los valles, con estructura granular y textura arcillosa (Francoise, 1977; Flores, 1985).

Los bosques de *P. cembroides* forman ecotonos entre la vegetación semiárida y los bosques templados de los macizos montañosos. En el sur del estado de Nuevo León, los bosques de *P. cembroides* son fisonómicamente bajos, de 3 a 8 metros de altura, alcanzando algunos individuos entre 12 y 15 metros. Forman masas puras en los municipios de Galeana y Aramberri, mientras en otras localidades está asociado con algunas especies como *P. arizonica*, *P. nelsonii*, *Juniperus sp.*, *Quercus sp.*, y *Yucca carnerosana* (Flores, 1985).

2.2.2 Características botánicas y fenológicas de *Pinus cembroides*

P. cembroides es una especie monoica nativa de México, la cual posee una forma de árbol pequeño en comparación con otras especies de pino. Tiene en promedio 7 m de altura, y un diámetro normal de 17 a 30 cm, pudiendo alcanzar hasta los 15 m de altura y un diámetro normal mayor a los 30 cm. Las ramas son delgadas y están colocadas irregularmente en el tallo, comenzando casi siempre desde la base. La corteza del árbol es delgada, teniendo un grosor máximo de 1.3 cm. La copa del árbol es piramidal en individuos jóvenes, y redondeada en los árboles maduros. Las hojas perennes tienen forma de acícula de color verde oscuro, las cuales están en grupos de tres con una longitud de 2 a 5 cm. Los conos tienen forma globosa de una longitud aproximada de 2 a 5 cm, los cuales producen semillas sin ala y con cáscara gruesa de 1.3 a 1.9 cm de longitud (Pavek, 1994).

Durante la primavera se forman nuevas hojas las cuales persisten por tres o cuatro años. La formación de los conos femeninos ocurre en los meses de agosto y septiembre, siendo éstos polinizados la primavera siguiente en los meses de marzo y abril. Los conos polinizados maduran de agosto a octubre

del tercer año de desarrollo y liberan la semilla al finalizar el mes de octubre y/o a principios del mes de noviembre (Pavek, 1994).

2.2.3 Importancia ecológica y económica

Los bosques de *P. cembroides* controlan la erosión del suelo, sobre todo en las zonas de mayor pendiente, además de favorecer la infiltración del agua, ayudando a reestablecer los mantos acuíferos subterráneos. Proporcionan la cobertura necesaria para diferentes especies de fauna silvestre, así como semillas y brotes tiernos que utilizan como alimento diferentes especies de aves y mamíferos (Pavek, 1994).

En algunas localidades se utiliza la madera de *P. cembroides* como combustible y postes de cercas, sin embargo, ésta tiene un valor comercial bajo. La resina del árbol es extraída para utilizarla como materia prima en impermeabilizantes y como pegamento para ollas y canastas. Las personas que viven en las cercanías de bosques de *P. cembroides* llevan al ganado para que se alimente de los brotes de las ramas o de las plántulas. Las semillas son aprovechadas por las personas, debido a su alto valor nutricional, el cual comprende cerca del 19% de proteína, 60% de grasa y 14% de carbohidratos. La recolección y venta de las semillas es la actividad que genera más ganancias económicas a las personas que aprovechan este recurso del bosque de *P. cembroides* (Paverek, 1994).

La gran capacidad adaptativa de *P. cembroides* la vuelve una especie importante en la reforestación de zonas degradadas (Francoise, 1977) ya que ha demostrado tener buenos resultados al presentar altos niveles de supervivencia (Gómez *et al.*, 2012), además de que su plantación es técnicamente viable y económicamente rentable (Mata *et al.*, 2010).

En los últimos años, los bosques de *P. cembroides* al sur del estado de Nuevo León, han sido afectados por la presencia del escarabajo descortezador *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, el cual ha generado la pérdida de grandes extensiones de masas forestales de pino piñonero, poniendo en riesgo la conservación de los recursos naturales de la región, así como la escasa industria forestal de la zona, sustentada principalmente por la recolección y venta del piñón (Cuéllar, 2013).

2.3 Escarabajos descortezadores dentro de los bosques de pino

Los descortezadores pertenecen a un amplio grupo de escarabajos (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae), los cuales tienen un rol clave en la estructura de las comunidades naturales de coníferas y en el paisaje (Raffa *et al.*, 2015). Los escarabajos descortezadores contribuyen, además de otros factores, con el reciclaje de nutrientes, al aclareo de las copas, la dinámica de los claros, con la biodiversidad, la estructura del suelo, hidrología, regímenes de disturbio, patrones de sucesión y distribución de las especies dentro de los bosques de pino (Edmonds *et al.*, 2005; Raffa *et al.*, 2015).

Las especies de descortezadores son partícipes de la sucesión de organismos que ocupan los tejidos vegetales desde la declinación inicial hasta la muerte del árbol. La gran mayoría de las especies de descortezadores son saprófagas, y se reproducen estrictamente en los árboles muertos. El principal rol ecológico de estas especies es iniciar o contribuir con la descomposición de la madera mediante la alimentación o siendo vectores de microorganismos simbióticos y/o patógenos. Sin embargo, los descortezadores pueden llegar a matar árboles vigorosos al superar sus defensas, generando cambios ecológicos muy profundos, como cambio en la composición de especies, cambios en la estructura de edades del bosque, cambios en la carga de combustibles leñosos, e incluso en el balance global de carbono (Kurz *et al.*, 2008; Lindgren y Raffa, 2013).

Dentro del grupo de los descortezadores, *Dendroctonus* Erichson (*Dendro-árbol, -tonus destructor*) es un género relativamente pequeño, con 19 especies descritas, pero con un impacto importante y desproporcionado sobre los bosques de coníferas. Muchas de las especies de este género producen brotes que pueden hacerlos tanto ecológicamente como económicamente importantes (Six y Bracewell, 2015). Tienen un origen y una distribución principalmente Neártica con 17 especies en Norte y Centroamérica, una especie en China y una especie en Eurasia. En general, *Dendroctonus spp.* está asociado a sistemas montañosos ricos en especies de la familia Pinaceae. La mayoría de las especies tienen una amplitud ecológica relativamente extensa que puede explicar el alto grado de simpatria que presentan. Además, factores como la temperatura, la humedad, y la elevación ejercen fuertes restricciones en su distribución, dando como resultado rangos geográficos de distribución más pequeños relativos a la distribución de los árboles hospederos (Six y Bracewell, 2015).

En México están presentes 12 especies de escarabajos descortezadores del género *Dendroctonus* (Zúñiga *et al.*, 1999), de las cuales la especie *Dendroctonus mexicanus* Hopkins está distribuida ampliamente desde el norte de la Sierra Madre Occidental y Sierra Madre Oriental, hasta la Sierra Madre del Sur y de Chiapas, donde las poblaciones de esta especie son menos abundantes (Salinas *et al.*, 2004). *D. mexicanus* es considerado como una especie generalista, ya que coloniza 21 de las 47 especies de pino reportadas en México (Salinas *et al.*, 2004). Esta especie de escarabajo descortezador presenta de dos a cuatro generaciones por año, dependiendo de la temperatura y de la altitud, y con frecuencia comparte con otras especies de *Dendroctonus* los rodales donde se encuentra (Salinas *et al.*, 2004).

Los brotes de los escarabajos descortezadores pueden ser del tipo endémico, cuando la infestación de los descortezadores sólo elimina a los árboles

enfermos o viejos, el brote es controlado por las defensas de los árboles sanos y no se propaga a un área extensa del bosque, o del tipo epidémico, en el cual el brote de los descortezadores supera las defensas de incluso los árboles jóvenes y sanos, logrando incrementar la población del descortezador, y por lo tanto la infestación, de manera rápida y extensa sobre el bosque de pino (Lindgren y Raffa, 2013). La razón por la cual los investigadores creen que se presentan los brotes epidémicos es gracias a los cambios en los patrones climáticos globales, los cuales han aumentado el potencial reproductivo de las especies de escarabajos descortezadores, al acortar el tiempo de desarrollo y maduración sexual, y al mismo tiempo disminuyendo el vigor de los árboles, los cuales son sometidos a temperaturas cada vez más altas y prolongados períodos de sequía (Lindgren y Raffa, 2013; Raffa *et al.*, 2015).

Además de los cambios en los patrones climáticos globales, la disminución del vigor de los bosques de pino, y su salud en general, se ha atribuido a la contaminación producida por la quema de combustibles fósiles y a los cambios químicos provocados en el ambiente, generando una disminución sustancial en la resiliencia de los bosques de pino y aumentando su vulnerabilidad a las infestaciones epidémicas de organismos como los descortezadores (Granados y López, 2001).

2.4 Resiliencia y declinación de los bosques de pino

Los bosques cuentan con propiedades únicas, relacionadas a su alta tasa de productividad primaria y biodiversidad, la cual los distingue ecológicamente de otros ecosistemas (Thompson *et al.*, 2009). Dentro de estas propiedades de los bosques, la resiliencia ecológica determina la persistencia de las relaciones dentro de un ecosistema y es una medida de la habilidad de éstos para absorber los cambios producidos por disturbios y seguir persistiendo (Thompson *et al.*, 2009). La resiliencia ecológica enfatiza condiciones totalmente ajenas a un estado de equilibrio, ya que los disturbios pueden

convertir un ecosistema en otro (Holling, 1996). En este sentido, la resiliencia es la propiedad del ecosistema y el resultado es la persistencia o probabilidad de extinción (Holling, 1973).

La evidencia científica disponible soporta de manera importante la conclusión de que la capacidad de los bosques de resistir cambios, o recuperarse después de un disturbio, depende en múltiples casos de la biodiversidad de especies. Sin embargo, algunos ecosistemas forestales con menos diversidad de especies, como los bosques templados de pino, cuentan con altos grados de resiliencia, ya que sus especies arbóreas dominantes tienen una amplia variabilidad genética que les permite tolerar un amplio rango de condiciones ambientales (Thompson *et al.*, 2009).

Mantener y restaurar la biodiversidad de los bosques, considerando todos sus elementos (genes, especies, comunidades) y escalas (rodales, paisaje, ecosistemas), promueve la resiliencia ante presiones antropogénicas (Thompson *et al.*, 2009). La resiliencia es influenciada también por el tamaño del bosque (generalmente entre más grande y menos fragmentado es mejor), y por las condiciones y características del paisaje circundante (Thompson *et al.*, 2009).

Cuando es visto en un período apropiado, un ecosistema forestal resiliente es capaz de mantener su identidad en términos de composición taxonómica, estructura, función ecológica y velocidad de procesos (Thompson *et al.*, 2009) por lo que se le designa como estado estable a ese ecosistema. Un bosque en estado estable puede producir toda una gama de bienes y servicios afines que son objeto de valoración por el hombre (Thompson, 2012). La pérdida de biodiversidad puede tener consecuencias negativas considerables en la capacidad productiva de los bosques y en la provisión de bienes y servicios forestales (Thompson *et al.*, 2009; Cardinale *et al.*, 2011). Por lo tanto, dado que la degradación forestal se puede definir como la pérdida de la capacidad

del bosque de producir los bienes y servicios esperados, la pérdida de biodiversidad es el criterio esencial para medir la degradación forestal (Thompson *et al.*, 2009). Aunado a esto, una vez que los factores de disturbio bióticos y abióticos han sobrepasado el umbral de resiliencia de los bosques templados, se presenta una condición conocida como declinación, la cual comprende un complejo conjunto de síntomas, como deficiencias metabólicas y morfológicas, que llevan a las especies a la muerte (Edmonds *et al.*, 2005).

Diversos estudios se han realizado con el objetivo de conocer el estado de los bosques templados, así como los factores que propician disturbios. Tal es el caso de un estudio en el norte de Europa, donde fueron realizadas predicciones que indican la declinación de los bosques de *Pinus sylvestris* mediante el modelaje de la afectación del cambio climático en la distribución de esta especie, indicando que *Picea spp.* y *Fagus spp.* ocuparán el lugar de *P. sylvestris* (Sykes y Prentice 1996). Así mismo, en el sureste de Estados Unidos se ha descrito recientemente un fenómeno conocido como Declinación de los Pinos Sureños (SPD por sus siglas en inglés) el cual ha sido reportado por tener un amplio impacto en los pinos de la región sur, particularmente en los bosques de *Pinus taeda*. Insectos comedores de raíces y sus hongos asociados han sido considerados como agentes secundarios al colonizar árboles debilitados. En su trabajo discuten algunos factores abióticos (tipo de suelo y clima) y bióticos (insectos, patógenos, genética) que pueden interactuar y afectar la salud de los pinos sureños (Coyle *et al.*, 2015). También han sido desarrollados índices que permiten identificar en qué punto las condiciones ambientales afectan la salud de los árboles. Por ejemplo, Huang *et al.* (2015) presentan un método para predecir la mortalidad de *Pinus ponderosa* y *Pinus edulis* en el suroeste de Estados Unidos durante una fuerte sequía basado en la relación entre el Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI por sus siglas en inglés) y el incremento en los anillos de crecimiento de los árboles (Kolb, 2015).

A medida que las infestaciones por escarabajos descortezadores tienen un impacto sobre los bosques templados de pino en Norteamérica, los patrones de sucesión vegetal, el tiempo requerido para la regeneración del bosque y la estructura de las masas forestales podrían ser alterados de una manera considerable debido a la disminución en la resiliencia de estos ecosistemas generada por los cambios globales de temperatura y la contaminación (Granados y López, 2001; Dordel *et al.*, 2008; Kayes y Tinker, 2012).

La regeneración y el comportamiento de la estructura forestal después de una infestación por escarabajos descortezadores aún no es del todo comprendida, debido a las diferencias que hay entre las formas en que otros eventos mejor estudiados, como los incendios forestales, eliminan a los árboles (Kayes y Tinker, 2012). Por ejemplo, un incendio forestal puede eliminar todos los árboles presentes en un rodal, tanto adultos, jóvenes, de cualquier especie y cambiar las condiciones nutrimentales del suelo, mientras que una infestación por escarabajos descortezadores elimina principalmente árboles adultos, y de una especie en particular, dependiendo de la especie de descortezador que se encuentre presente, dejando una estructura residual en pie (Kayes y Tinker, 2012).

2.5 Estructura y regeneración de los bosques de pino después de un brote de escarabajos descortezadores

Las infestaciones de los escarabajos descortezadores dejan una estructura residual del rodal que consiste en árboles vivos y muertos dispersos, de diferentes tamaños, edades y especies (Mitchell, 2005; Coates *et al.*, 2006; Kayes y Tinker, 2012), y una serie de efectos relacionados con la muerte de los pinos, como el incremento de la radiación solar sobre la superficie del suelo forestal debido a la pérdida de acículas del dosel, así como la alteración de la humedad del suelo y la composición del sustrato para las semillas y las plantas del sotobosque (Dhar y Hawkins, 2011).

Después de una infestación de escarabajos descortezadores sobre los bosques de pino, quedan en pie diversos tipos de estructura del arbolado, por ejemplo fustes y dosel de pinos vivos y de otras especies, así como una cubierta vegetal en el sotobosque, compuesta de plántulas y árboles jóvenes que comprenden el estrato regenerativo, así como de especies arbustivas (Coates *et al.*, 2006). La retención de la estructura del arbolado residual y la protección del estrato regenerativo reduce los efectos negativos sobre los procesos ecológicos, hidrológicos y en la calidad del hábitat para la vida silvestre (Martin *et al.*, 2006; Winkler *et al.*, 2008).

Sin embargo, estas estructuras remanentes o secundarias son dañadas en el transcurso de la cosecha de los árboles infestados (Puttonen *et al.*, 1997; Mitchell, 2005; Coates *et al.*, 2006) que algunos países, como México, llevan a cabo para el combate y control de los escarabajos descortezadores, comprometiendo con ello la futura estructura del bosque, así como los bienes y servicios que proporciona el desarrollo de la estructura forestal secundaria (Coates *et al.*, 2006; Burton, 2006; Griesbauer y Green, 2006).

La protección de la estructura secundaria o residual del rodal es una manera de mitigar los efectos ecológicos negativos de la cosecha de los árboles infestados (Lindenmayer *et al.*, 2008). Para ello, se han realizado extensas investigaciones en los bosques templados de pino de Norteamérica encaminadas a describir, analizar y comprender la dinámica de regeneración y el cambio en la estructura del arbolado después de una infestación de escarabajos descortezadores, así como después de la aplicación de algún tratamiento silvícola para su control.

Diversos estudios en los bosques de *Pinus contorta* infestados por *Dendroctonus ponderosae* en algunas regiones de Canadá se han llevado a cabo para comprender como el crecimiento de las especie de árboles de diferente edad pertenecientes a una estructura secundaria (plántulas, brotes y

árboles que sobrevivieron a una infestación epidémica) y la dinámica de regeneración después de una infestación tienen influencia sobre los procesos de recuperación y organización de los bosques, encontrando que los pinos presentan aceleradas tasas de crecimiento después de una infestación por descortezadores (Smith *et al.*, 2012; Amoroso *et al.*, 2013).

Al cuantificar, calcular y modelar la densidad y distribución espacial del estrato regenerativo fue encontrado un promedio de regeneración de 2689 plántulas/ha (en un rango de 120 a 23 000 plántulas/ha), la mayoría de las cuales fueron menores a 1 m de alto y presentaron una distribución agrupada (Nigh *et al.*, 2008). Se ha encontrado que la densidad media de las plántulas varía ampliamente dependiendo de las características del sitio, siendo las partes húmedas y elevadas las que presentan una mayor densidad. Sin embargo, en las zonas con estas características, otras especies de coníferas, como *Abies lasiocarpa*, presentan mayor densidad de plántulas, lo cual podría sustituir a *P. contorta* como especie dominante (Vyse *et al.*, 2009).

En los mismos bosques de pino de Canadá se ha analizado la respuesta del sotobosque y del estrato arbóreo a las infestaciones de los descortezadores y a incendios de baja, moderada y alta intensidad. Los resultados revelaron que debido a la apertura del dosel por la pérdida de follaje, existe un incremento en las especies arbustivas y en el reclutamiento de plántulas de otras especies diferentes al pino, mientras que el afecto combinado de las infestaciones y las tres intensidades de incendios forestales incrementaron el reclutamiento de plántulas de pino, concluyendo que los bosques de pino son resilientes al efecto combinado de las infestaciones y a los incendios forestales, a pesar del lento establecimiento de las plántulas (Axelson *et al.*, 2009; Pelz y Smith, 2012; Edwards *et al.*, 2015).

También se han evaluado los impactos de los ataques de los descortezadores y su manejo forestal asociado sobre la regeneración potencial de los bosques de

pino. La disponibilidad del suelo para la semilla y la regeneración ha sido cuantificada para comparar el reclutamiento de las semillas de *P. contorta* en cinco diferentes tipos de suelo dentro de cuatro tipos diferentes de tratamiento en los rodales que simularon el ataque de *D. ponderosae* y algunas prácticas silvícolas, como las cortas de saneamiento. Dados los niveles extremadamente bajos de regeneración observados en los sitios atacados por *D. ponderosae*, se teme que el desarrollo futuro a corto plazo de los rodales se verá mermado, debido al escaso reclutamiento de plántulas, sugiriendo un manejo silvícola significativo que incluya mejoramiento del suelo y reforestación, si se desea recuperar las poblaciones de pino que fueron atacadas por los descortezadores (Astup *et al.*, 2008; McIntosh y Macdonald, 2013).

Del mismo modo, en los bosques de *Pinus contorta* de Estados Unidos que fueron infestados por *Dendroctonus ponderosae* se han llevado a cabo investigaciones encaminadas al entendimiento de la dinámica de regeneración y estructura del bosque una vez concluida la infestación o después de haber aplicado algún tratamiento silvícola para combatir al descortezador.

Se ha comparado la composición y la densidad de las especies de plántulas reclutadas en los rodales de pino antes y después de una infestación, encontrando que la densidad del reclutamiento de las plántulas es tan alta antes como después de una extensa mortalidad causada por el descortezador (Collins *et al.*, 2010). Los árboles que sobreviven, tanto adultos como jóvenes, estuvieron presentes de manera abundante en la mayoría de los rodales después del brote, concluyendo que la especie *P. contorta* mostró ser la especie dominante de toda la comunidad vegetal. Sin embargo, el desarrollo de los bosques después de un brote de descortezadores tendrá variación de acuerdo con las características de los rodales antes de dicho brote (Diskin *et al.*, 2011).

Al caracterizar y comparar la densidad y composición de las especies en regeneración bajo el dosel sano y bajo el dosel residual a través de factores como la humedad, la intensidad del brote y las características del rodal, después de ser infestado por un brote masivo de descortezador, se encontró que la especie *P. contorta*, a pesar de experimentar una alta mortalidad, siguió siendo la especie dominante en el estrato que comprende el dosel, mientras que la especie *Abies lasiocarpa* lo fue en el estrato regenerativo (Kayes y Tinker, 2012).

Así mismo, se han realizado comparaciones del reclutamiento de plántulas en los bosques de pino en donde fueron llevadas a cabo actividades de saneamiento forestal para combatir a los descortezadores. Se encontró que la densidad de plántulas de pino en los rodales saneados fue cuatro veces mayor que en los no saneados. Además, se reportó que el crecimiento anual de los pinos en regeneración se duplicó después de la muerte del arbolado en los rodales no saneados (Collins *et al.*, 2011).

Aún y cuando las proyecciones sugieren que los bosques de *P. contorta* se recuperarán en algunas décadas después de realizar las cortas de saneamiento forestal, podría ser que en los rodales no saneados el cambio en la composición de especies influenciará la producción de madera y agua, el comportamiento del fuego y el hábitat de la vida silvestre (Collins *et al.* 2011), al disminuir significativamente la densidad y el área basal del arbolado debido a la mortalidad del arbolado provocada por los escarabajos descortezadores (Negrón *et al.*, 2009).

Para comprender las implicaciones de las infestaciones de los descortezadores en la resiliencia de los bosques de pino a futuros disturbios, sus adaptaciones al cambio climático y los efectos en la heterogeneidad del bosque, se han creado patrones de cambio y mecanismos potenciales de sucesión en los bosques de pino infestados utilizando métodos combinados de estadística y modelaje.

Encontrando que los brotes de descortezadores inician un cambio en la estructura del bosque, de una estructura coetánea a una estructura de gran diversidad de clases de edades y de composición de especies, los cuales permiten incrementar la resiliencia del bosque de pino a futuros disturbios (Perovich y Sibold, 2016).

Las investigaciones en Canadá y Estados Unidos sobre la dinámica del bosque después de una infestación por descortezadores están centradas en los bosques de *P. contorta*, ya que ha sido en estos bosques en donde el descortezador *D. ponderosae* ha causado mayores pérdidas de superficie forestal (Bourbonnais *et al.*, 2013; US Forest Service, 2014). En México, son escasos los trabajos relacionados con la dinámica de la estructura residual y la regeneración de los bosques de pino después de eventos de disturbio, en particular, después de las infestaciones de escarabajos descortezadores.

Se ha analizado el desarrollo de los rodales de un bosque de pino piñonero (*Pinus cembroides*) en el límite más sureño de su rango de distribución en México utilizando la distribución de clases diamétricas y edades. Las frecuencias de las clases diamétricas mostraron una distribución exponencial negativa, lo que sugiere una estructura no coetánea. La distribución de edades mostró que los árboles colonizaron los rodales después de pequeños eventos de disturbio, encontrando diferencias en la relación entre diámetro y edad de los individuos en el mismo rodal. Se consideró que la estructura y los patrones de regeneración fueron influenciados por disturbios naturales y antropogénicos, mientras que las variaciones microclimáticas creadas por la topografía y el suelo dieron lugar a diferentes patrones de regeneración y de crecimiento (Segura y Snook, 1992). Por otro lado, también se ha encontrado que los disturbios, como las infestaciones por escarabajos descortezadores, generan cambios positivos en la diversidad de especies en los bosques de pino piñonero en la Sierra Gorda de Querétaro (Alvarado, 2013).

Algunos rodales pueden recuperar la cobertura arbórea de manera rápida y completa después de una infestación de escarabajos descortezadores, mientras otros rodales no pueden hacerlo. Los manejadores de recursos silvícolas requieren información precisa sobre la cantidad y calidad de pinos y otras especies que conforman el estrato regenerativo en bosques de pino infestados y saneados, con la finalidad de tomar y realizar las mejores estrategias que permitan el desarrollo del estrato regenerativo y garantizar la formación de una nueva estructura forestal (Coates *et al.*, 2006; Lindenmayer *et al.*, 2008).

3. HIPÓTESIS

La estructura del arbolado de *Pinus cembroides* es igual en sitios infestados por *Dendroctonus mexicanus* y sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006.

El establecimiento de plántulas de *Pinus cembroides* es igual en sitios infestados por *Dendroctonus mexicanus* y sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006.

La composición florística en el bosque de *Pinus cembroides* es igual en sitios infestados por *Dendroctonus mexicanus* y sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006.

4. OBJETIVOS

4.1 General

Comparar la estructura del arbolado, el establecimiento de plántulas de *Pinus cembroides* y la composición florística en sitios infestados por *Dendroctonus mexicanus* y en sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006.

4.2 Específicos

Determinar la estructura del arbolado de *P. cembroides* en sitios infestados por *D. mexicanus* y sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006.

Cuantificar la regeneración de *P. cembroides* en sitios infestados por *D. mexicanus* y sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006.

Determinar la composición florística de sitios infestados por *D. mexicanus* y sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006.

Comparar cuantitativamente la composición florística de sitios infestados por *D. mexicanus* y sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio fue establecida en el municipio de Aramberri al sur del estado de Nuevo León, en las localidades conocidas como la Joya (UTM 413809 E y 2683622 N) y Portal de Antejitos (UTM 408153 E y 2677917 N) (Fig. 1), dentro de la provincia fisiográfica Sierra Madre Oriental, la cual es un conjunto de sierras menores de estratos plegados, entre los que se encuentra la subprovincia Gran Sierra Plegada, en donde predominan las capas de roca caliza y lutitas de origen sedimentario. La topografía es muy irregular y el gradiente altitudinal inicia en los 660 msnm y llega hasta los 3260 msnm. Predominan los suelos de tipo litosol y regosol con textura media. El clima dominante en el municipio de Aramberri es del tipo C(w) templado subhúmedo con lluvias en verano (INEGI, 2009), donde la temperatura media anual es de 14.9 °C y la precipitación media anual es de 525 mm, de acuerdo con datos de CONAGUA (Cuéllar, 2013).

La vegetación está comprendida por bosques de pino piñonero (*Pinus cembroides* Zucc.) que colindan con pastizales o matorrales xerófilos, formando amplios ecotonos con estas comunidades vegetales. En general es un bosque bajo y abierto; en algunas partes los individuos de *Quercus spp.*, así como de otros arbustos llegan a ser abundantes. Destacan elementos fisonómicamente llamativos como los géneros *Agave* y *Yucca* (Rzedowski, 2006).

En la parte baja del área de estudio existen asentamientos humanos, los cuales realizan actividades agrícolas y de pastoreo. Dentro del área de estudio hay presencia de ganado vacuno, así como tránsito ocasional de ganado equino que las personas de los asentamientos utilizan como medio de transporte. También son realizadas otras actividades económicas como la colecta de piñón, de heno (*Tillandsia usneoides*) y musgo.

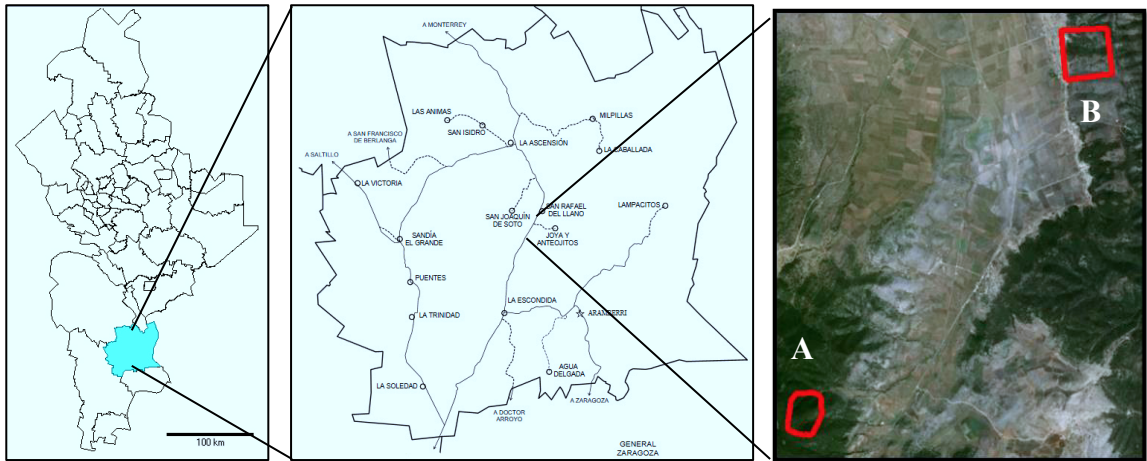


Fig. 1. Área de estudio en el municipio de Aramberri, N. L. A= Portal de Anteojitos; B=La Joya

5.2 Toma de datos

El muestreo fue realizado en los meses de octubre y noviembre de 2015, así como en junio de 2016, a una altitud media de 2300 msnm en tres áreas con condiciones fitosanitarias diferentes 1) un área con infestación avanzada por escarabajos descortezadores de la especie *Dendroctonus mexicanus* (sitios infestados), 2) un área donde fueron aplicadas las cortas de saneamiento forestal de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-019 SEMARNAT 2006 que establece los lineamientos técnicos de los métodos para el combate y control de escarabajos descortezadores (sitios saneados), y 3) como control, un área libre de infestaciones de escarabajos descortezadores (sitios sanos) (Fig. 2).

En las tres condiciones fitosanitaria fueron establecidas al azar cuatro parcelas circulares de muestreo de 500 m² (r=12.62 m) orientadas hacia el norte, con las mismas características de exposición, pendiente y pedregosidad, con la finalidad de disminuir las diferencias producidas por las condiciones de cada sitio en particular.

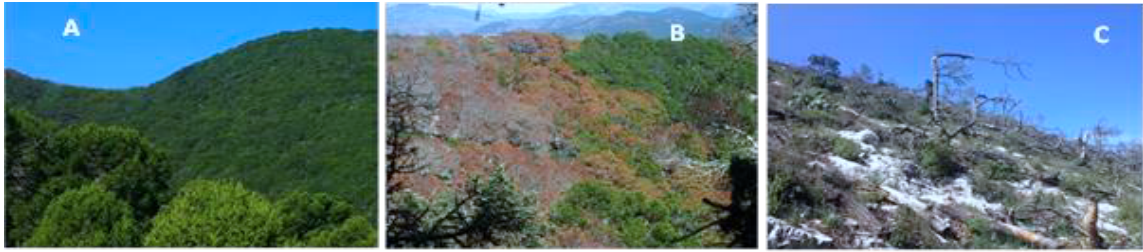


Fig. 2. Tres condiciones fitosanitarias del bosque de *Pinus cembroides* en el municipio de Aramberri, N. L. A=Sitios Sanos; B=Sitios Infestados; C=Sitios Saneados

En los sitios sanos (Fig. 3), lo cuales se encuentran en la colindancia con las zonas agrícolas y otros tipos de vegetación natural en la comunidad Portal de Antejitos, el bosque de pino piñonero tiene una conformación abierta, presentando pinos con copas más redondeadas y con mayor superficie. Conforme se avanza a zonas más altas de los lomeríos, el bosque va adquiriendo una conformación más cerrada, con una mayor densidad de pinos y con las superficies de las copas sobrepuestas.



Fig. 3. Comparación del aspecto de los individuos de *P. cembroides* (arriba) en el área de estudio y (abajo) en zonas adyacentes y más bajas al área de estudio.

Los sitios infestados (Fig. 4) por *D. mexicanus* estuvieron localizados en Portal de Anteojitos. Estos sitios tuvieron reporte de presencia del descortezador *Dendroctonus mexicanus* ante la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), con un porcentaje de infestación mayor al 60%. El brote se encontró en una fase avanzada, con presencia de árboles muertos en pie, la mayoría con el follaje color rojo o sin follaje.



Fig. 4. (Arriba) Panorámica del brote activo del descortezador *D. mexicanus* mostrando la coloración del arbolado de *P. cembroides* en Aramberri, N. L. (Abajo) Grumos de resina y galerías formadas por los descortezadores.

Los sitios saneados (Fig. 5) estuvieron localizados en la comunidad de la Joya, en donde fueron realizadas las cortas de saneamiento de acuerdo a la NOM 019 SEMARNAT 2006 en el año 2010. Estos sitios estuvieron alejados a una distancia de 6.32 Km de los sitios sanos e infestados, ya que eran los sitios saneados más cercanos a las otras dos condiciones fitosanitarias. También presentaron una altitud ligeramente menor a la de las otras dos condiciones, de entre 50 y 100m menos.



Fig. 5. Bosques de pino piñonero en Aramberri después de realizadas las actividades de saneamiento de acuerdo con la NOM-019-SEMARNAT-2006.

Fue establecida una clasificación de la vegetación basada en criterios de altura y diámetro normal (en las plántulas es llamado diámetro de cuello): regeneración (plántulas de diámetro de cuello $\leq 5\text{cm}$; altura total $\leq 1\text{m}$), árboles jóvenes ($5\text{cm} < \text{DN} \leq 10\text{cm}$; altura total $> 1\text{m}$) y árboles adultos ($\text{DN} > 10\text{cm}$), con la finalidad de diferenciar la estructura vertical del bosque. En cada parcela de muestreo fue determinada la estructura del bosque mediante el registro de las siguientes variables dasométricas tomadas con cinta diamétrica y forcípula: diámetro normal (DN, medido a 1.30 m del suelo), altura total, área basal y área de copa. La regeneración de pino fue cuantificada mediante conteo directo de las plántulas, así como el conteo de los verticilos de cada una para determinar su edad. La composición florística de las parcelas fue determinada mediante el

número de árboles de cada especie, la cobertura en función del área de copa y la frecuencia con base en su presencia en los sitios de muestreo.

5.3 Análisis de los datos

Fueron realizadas gráficas con la densidad promedio de las categorías diamétricas y de las clases de altura, así como gráficas de la densidad y área basal promedio por estrato de *Pinus cembroides*. Fueron realizadas pruebas de normalidad a los datos de las variables dasométricas y de densidad, los cuales no cumplieron con los supuestos de normalidad ($p < 0.05$), por lo tanto, para determinar diferencias significativas entre las variables de cada condición fitosanitaria, los datos fueron analizados mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Las pruebas estadísticas fueron realizadas con el programa IBM SPSS Statistics Versión 22.

La composición florística del bosque de pino piñonero en los tres estados fitosanitarios fue determinada mediante el registro y conteo de cada ejemplar botánico encontrado dentro de la parcela. Fueron calculados los valores de Abundancia, Frecuencia, Dominancia e Índice de Valor de Importancia (Acosta *et al.*, 2006) para cada una de las especies encontradas, así como el índice de riqueza de Margalef (1958), el índice de equidad de Shannon (1949), de equitabilidad de Pielou (1969) y el índice de dominancia de Simpson (1949) para calcular la diversidad alfa en las tres condiciones fitosanitarias (Mostacedo y Fredericksen, 2000; Moreno, 2001). Fue calculada la varianza del índice de equidad de Shannon para comparar este índice entre las tres condiciones fitosanitarias (Zar, 1999; Moreno, 2001; Magurran 2004).

La comparación cuantitativa de la composición florística y el cálculo de la diversidad beta fueron realizados mediante los índices de similitud/disimilitud de Sørensen y Moritsita-Horn y con el índice de recambio de especies de Whittaker (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

6. RESULTADOS

6.1 Estructura del arbolado de *Pinus cembroides*

Las siguientes gráficas muestran la densidad promedio (individuos/ha) de las clases diamétricas y de altura de árboles en pie de la especie *P. cembroides* en condiciones sanas, infestadas por *D. mexicanus* y saneadas en 2010 conforme a la NOM-019-SEMARNAT-2006 en el municipio de Aramberri, N. L.

La figura 6 muestra las gráficas correspondientes a las densidades promedio de las clases diamétricas y de altura del arbolado de *P. cembroides* en la condición sana. La clase diamétrica de 2.5 cm presentó una mayor densidad promedio con 380 (± 301) individuos suprimidos por hectárea, mientras que la clase diamétrica de 32.5 cm obtuvo la menor densidad promedio (5 ± 10). La gráfica de las clases de altura muestra que hay una mayor densidad promedio (300 ± 295) de la clase de altura 0.65 m y una menor densidad promedio (5 ± 10) de la clase de altura de 16.25 m.

La figura 7 muestra las gráficas de las densidades promedio de las clases diamétricas y clases de altura de los árboles en la condición infestado por *D. mexicanus*. La clase diamétrica de 2.5 cm presentó una mayor densidad promedio con 2105 (± 601) individuos por hectárea, mientras que la clase diamétrica de 37.5 cm obtuvo la menor densidad promedio (15 ± 10). La gráfica de las clases de altura muestra que la clase de altura de mayor densidad (2110 ± 603) es la de 0.65 m.

La figura. 8 muestra las gráficas de las densidades promedio de las clases diamétricas y las clases de altura de *P. cembroides* en los sitios saneados en el año 2010 conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006. Las clases diamétricas y de altura de 2.5 cm y 0.65 m respectivamente, presentaron la mayor densidad promedio.

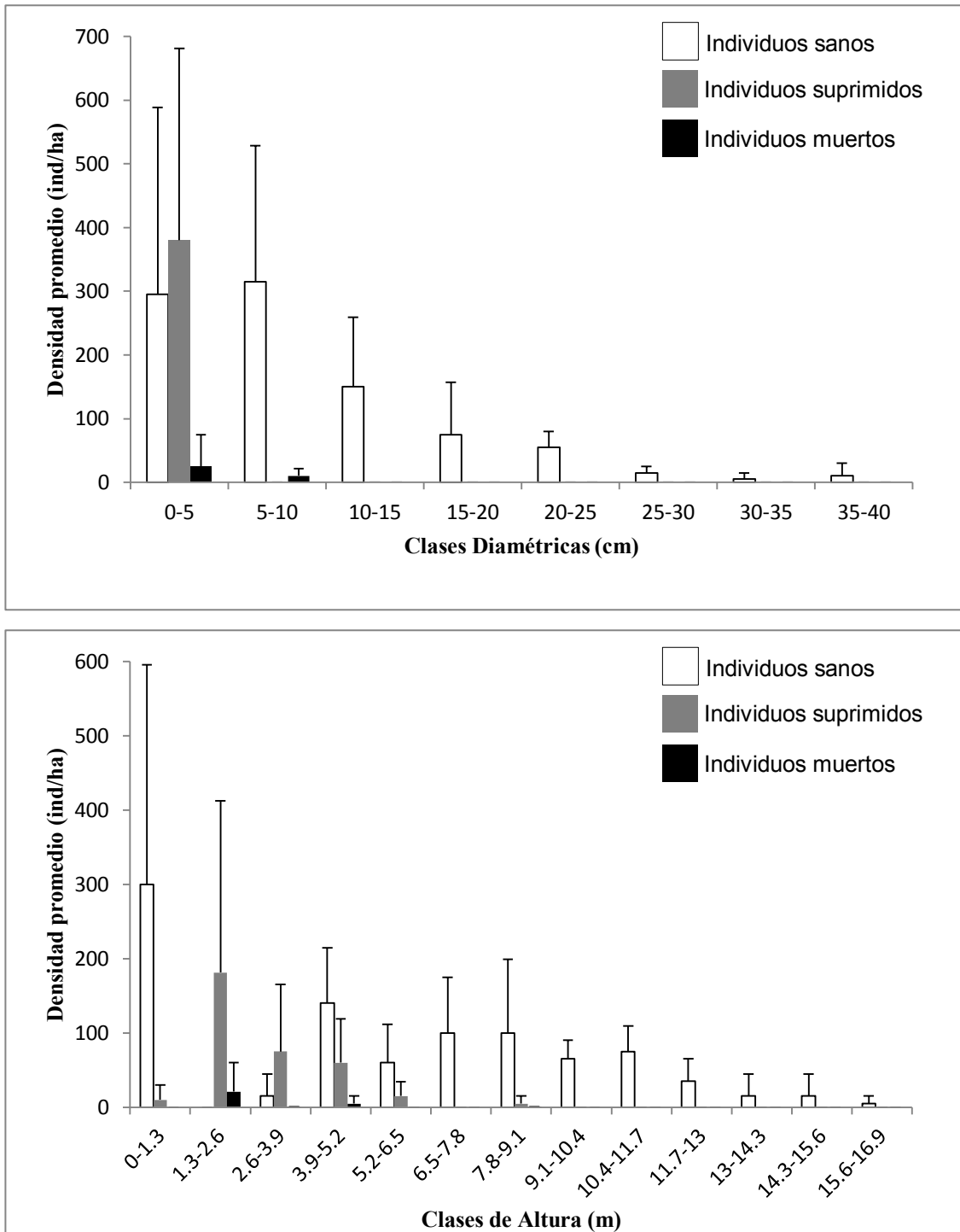


Fig. 6. Densidad promedio de las clases diamétricas y clases de altura en la condición sana de los bosques de pino piñonero de Aramberri, N. L. Los individuos muertos no representan la infestación de *D. mexicanus*.

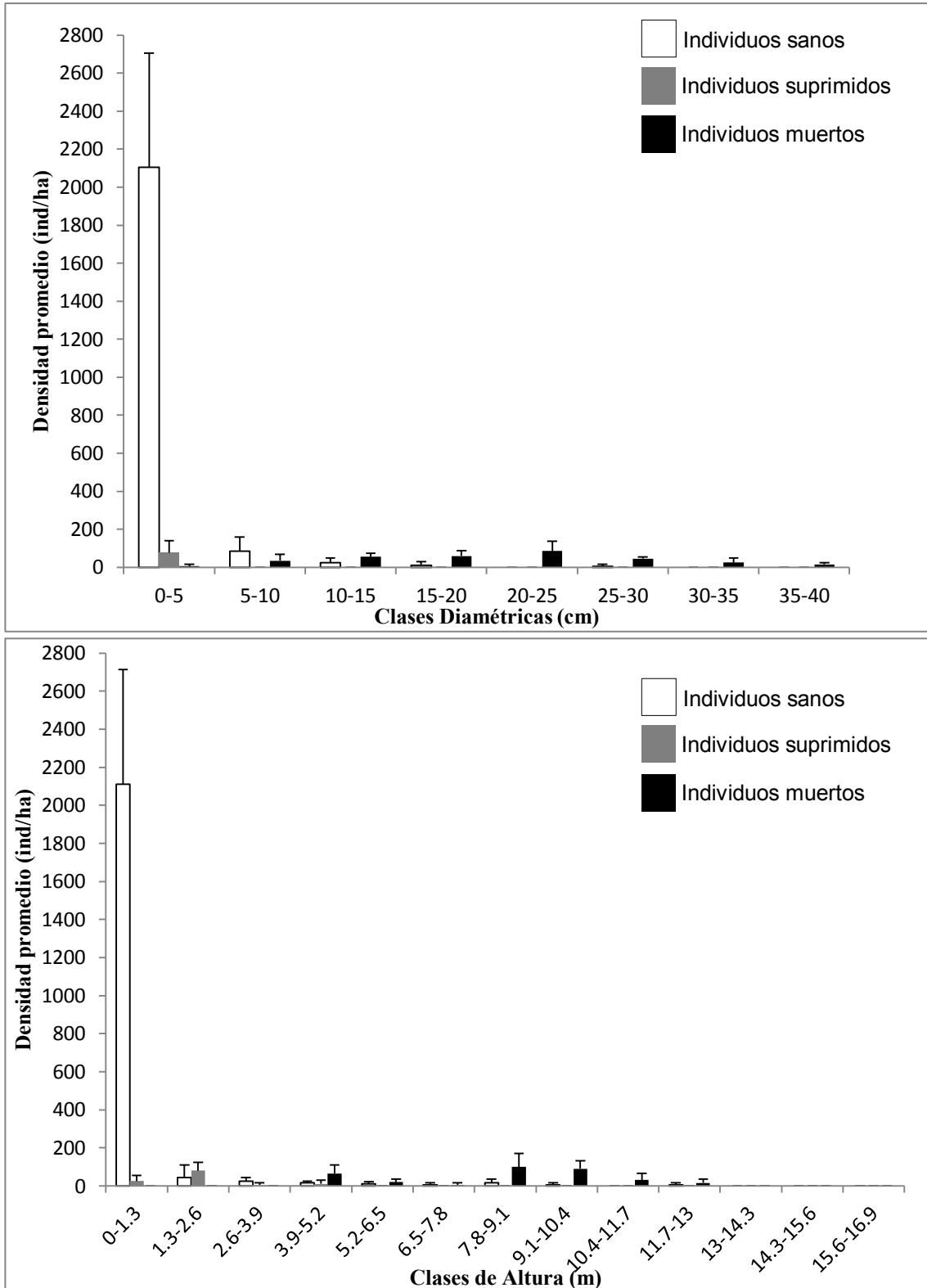


Fig. 7 Densidad promedio de las clases diamétricas y clases de altura en la condición infestado por *D. mexicanus* en Aramberri, N. L. Los individuos muertos representan el 60% de la infestación por el descortezador.

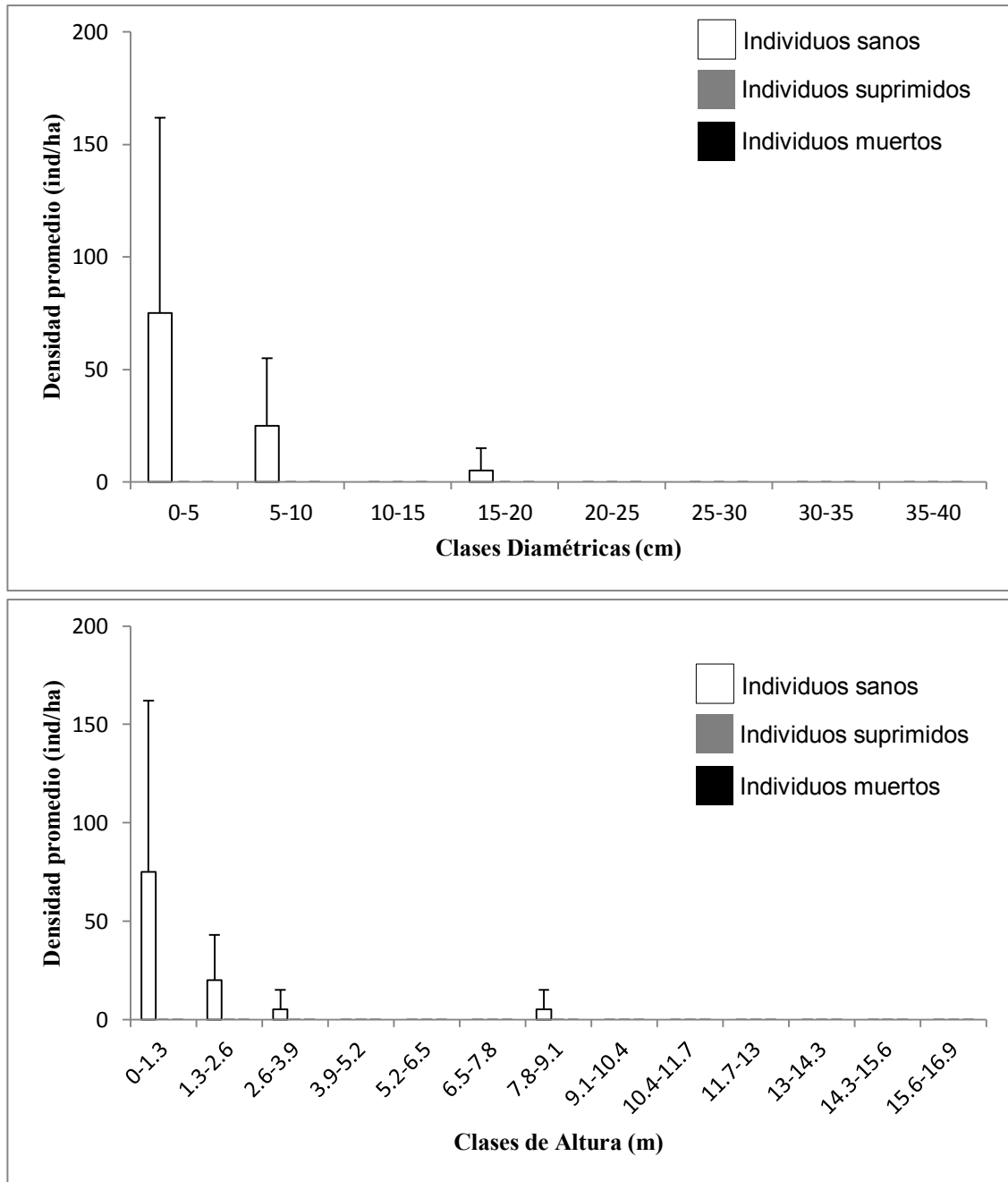


Fig. 8. Densidad promedio de las clases diamétricas y clases de altura en la condición saneada conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006 en Aramberri, N. L.

La densidad promedio de *P. cembroides* en las condiciones fitosanitarias, así como en las tres clasificaciones con base en la altura y el diámetro normal (plántulas de diámetro de cuello ≤ 5 cm y altura total ≤ 1 m; árboles jóvenes $5\text{cm} < \text{DN} \leq 10\text{cm}$ y altura total > 1 m; y árboles adultos $\text{DN} > 10$ cm) fueron

comparadas en la figura 9. En la condición sana hay un número mayor de árboles jóvenes (315 ± 214), seguido de árboles adultos (310 ± 99), y por último un menor número de plántulas (295 ± 294) por hectárea. En la condición infestado por *D. mexicanus* el número de plántulas es mayor (2105 ± 601) que el de árboles jóvenes (85 ± 74) y adultos (40 ± 37) por hectárea. En los sitios saneados fue observado un mayor número de plántulas (75 ± 87) que de árboles jóvenes (25 ± 30) y adultos (5 ± 10) por hectárea. La densidad en cada clasificación del arbolado (plántula, árboles jóvenes y árboles adultos) de *P. cembroides* fue significativamente diferente ($p \leq 0.05$) entre las tres condiciones fitosanitarias presentes en el bosque de pino piñonero de Aramberri, N. L.

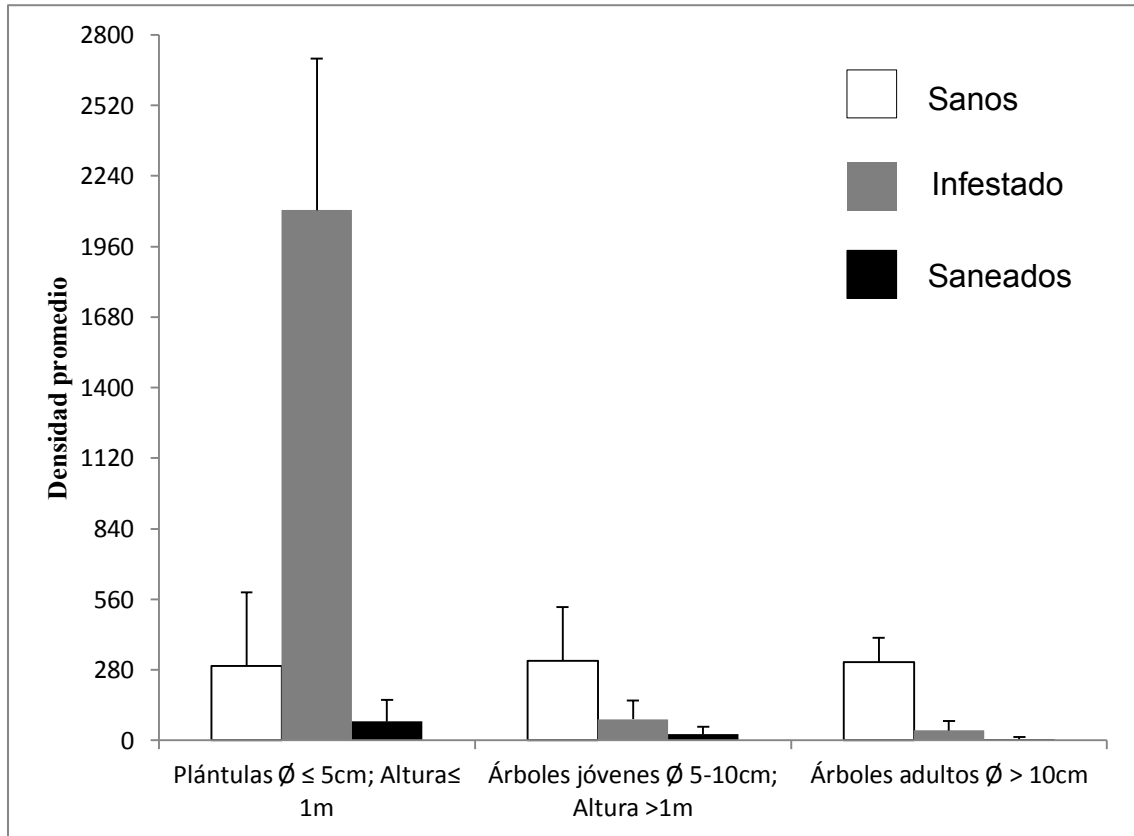


Fig. 9. Densidad promedio de plántulas, árboles jóvenes y árboles adultos de *P. cembroides* en las tres condiciones fitosanitarias del bosque de pino piñonero en Aramberri, N L ($p \leq 0.05$ plántulas $X^2=8.03$; jóvenes $X^2=7.79$; adultos $X^2=8.71$) Ø= Diámetro Normal.

La figura 10 muestra el área basal promedio (m^2/ha) de los árboles jóvenes ($5\text{cm} < \text{DN} \leq 10\text{cm}$ y altura total $> 1\text{m}$) y árboles adultos ($\text{DN} > 10\text{cm}$) de *Pinus cembroides*. En la condición sana los árboles adultos tuvieron la mayor área basal promedio (8.42 ± 4) en comparación con los árboles jóvenes (1.51 ± 1). En la condición infestado por *D. mexicanus*, la mayor área basal promedio fue de los árboles adultos (0.89 ± 1). De igual manera, en el saneamiento los árboles adultos tuvieron la mayor área basal (0.15 ± 0.29), aunque menor en comparación con la condición sana e infestada. El área basal promedio de las plántulas no fue registrada en la gráfica. En las dos clasificaciones del arbolado (árboles jóvenes y árboles adultos) de *P. cembroides*, el área basal fue significativamente diferente ($p \leq 0.05$) entre las tres condiciones fitosanitarias presentes en el bosque de pino piñonero de Aramberri, N. L.

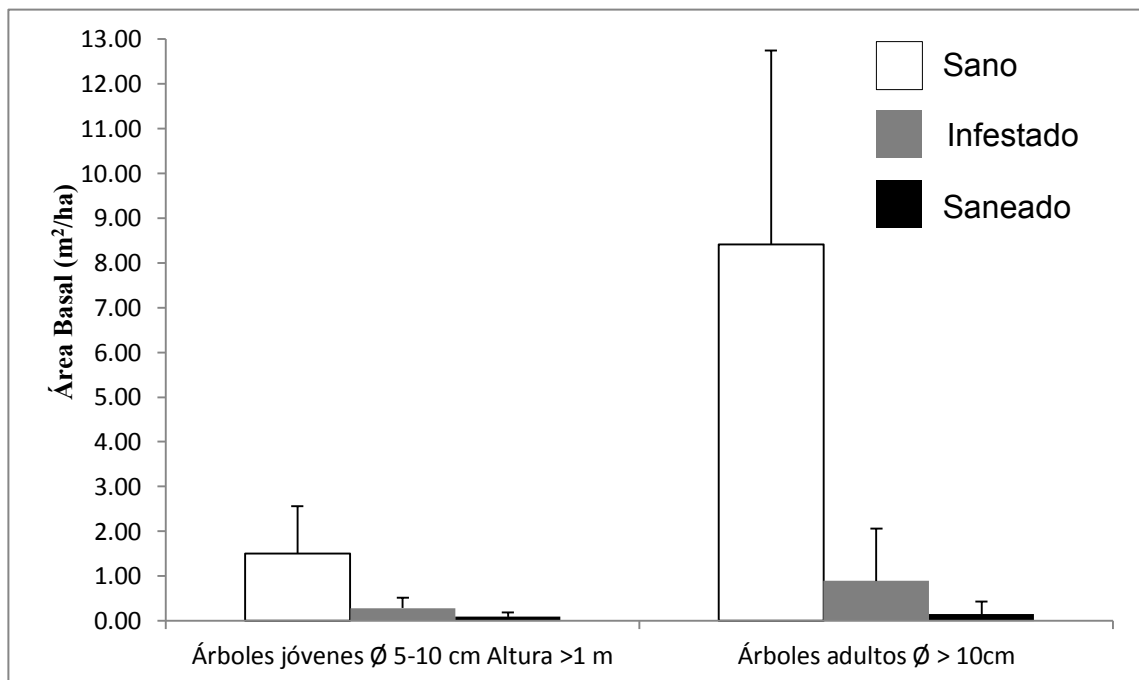


Fig. 10. Área basal promedio de árboles jóvenes y árboles adultos de *P. cembroides* en las tres condiciones fitosanitarias del bosque de pino piñonero en Aramberri, N L ($p \leq 0.05$ árboles jóvenes $X^2=7.76$; adultos $X^2=8.46$).

La tabla 1 muestra la densidad promedio del total de individuos de *P. cembroides* en cada una de las tres condiciones fitosanitarias, excluyendo a las plántulas. Existen diferencias significativas entre las densidades promedio de cada condición ($p \leq 0.05$). Los sitios sanos fueron los que tuvieron una mayor densidad promedio de árboles y los sitios saneados tuvieron una menor densidad de árboles.

La tabla 2 muestra los promedios de las variables dasométricas de *P. cembroides* vivos y muertos en pie (sin plántulas) en las tres condiciones fitosanitarias. Las variables diámetro normal (DN), área basal y área de copa presentaron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en cada condición, mientras que la variable altura no presentó diferencias ($p > 0.05$). El diámetro normal y el área basal fueron mayores en los sitios infestados por *D. mexicanus*, mientras que el área de copa fue mayor en los sitios sanos.

	Sitios		
	Sanos	Infestados por <i>D. mexicanus</i>	Saneados NOM 019
Densidad promedio total (árboles/ha)	1005 (311)	250 (172)	30 (26)

Tabla 1. Densidad promedio total de *P. cembroides* en cada condición fitosanitaria, excluyendo a las plántulas ($p \leq 0.05$, $X^2=9.07$) (SD) = Desviación Estándar

Variable dasométrica (promedio)	Sitios		
	Sanos	Infestados por <i>D. mexicanus</i>	Saneados NOM 019
Altura (m)	5.89 (3.57)	6.10 (3.49)	3.12 (2.7)
DN (cm)	8.41 (7.27)	14.49 (10.28)	8.70 (5.20)
Área Basal (m ² /ha)	10.21 (3.56)	14.21 (2.78)	0.23 (0.25)
Área de Copa (m ² /ha)	7073.69 (2260.76)	5300.50 (3777.1)	33.20 (44.92)

Tabla 2. Diferencia significativa entre las variables dasométricas de *P. cembroides* en cada condición fitosanitaria, excluyendo a las plántulas ($p > 0.05$ Altura $X^2=4.88$) ($p \leq 0.05$ DN $X^2= 30.36$; Área Basal $X^2= 29.87$; Área de Copa $X^2=10.16$). (SD)= Desviación Estándar

6.2 Cuantificación de la regeneración de *Pinus cembroides*

El número de plántulas promedio por hectárea (tabla 3) fue significativamente diferente ($p \leq 0.05$) y mayor en los sitios infestados por *D. mexicanus* (2105 ± 601) en comparación de los sitios sanos (295 ± 294) y de los sitios saneados conforme a la NOM 019-SEMARNAT-2006 (75 ± 87). Mediante el conteo de los verticilos de las plántulas fue determinada la edad de las mismas. Así, las plántulas más jóvenes fueron encontradas en los sitios infestados, mientras que las plántulas más desarrolladas se encontraron en los sitios sanos.

	Sitios		
	Sanos	Infestados por <i>D. mexicanus</i>	Saneados NOM 019
Número de plántulas/ha	295 (294)	2105 (601)	75 (87)
Edad promedio de las plántulas (años)	11 (3)	2 (1)	5 (3)

Tabla 3. Diferencia significativa entre el número de plántulas de *P. cembroides* en cada condición fitosanitaria ($p \leq 0.05$, $X^2=8.03$). (SD)= Desviación Estándar

6.3 Composición florística

En los sitios sanos y en los sitios infestados la composición florística estuvo principalmente representada por tres especies: *Pinus cembroides* y *Quercus sp.* en el estrato arbóreo y *Agave sp.* en el estrato arbustivo. En los sitios saneados únicamente se encontraron las especies *Pinus cembroides* en el estrato arbóreo y *Agave sp.* en el estrato arbustivo. A pesar de que *Agave sp.* no es una especie leñosa, fue considerada en el estudio debido a que su densidad dentro de las parcelas de muestreo fue considerable.

En la tabla 4 están representados los parámetros ecológicos de Abundancia, Frecuencia, Dominancia e Índice de Valor de Importancia para cada condición fitosanitaria. En los sitios sanos la especie con mayor IVI fue *P. cembroides* y la de menor valor de importancia fue *Agave sp.* En los sitios infestados por *D. mexicanus* la especie con mayor valor de importancia fue *Quercus sp.* y la de menor valor fue *P. cembroides*. Los sitios saneados conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006 la especie con mayor valor de importancia fue *Agave sp.* y la de menor valor fue *P. cembroides*, la especie *Quercus sp.* no fue registrada en esta condición fitosanitaria.

Condición fitosanitaria	Especie	Abundancia		Frecuencia		Dominancia		IVI
		Ind/ha	Relativa	Abs.	Relativa	m ² /ha	Relativa	
Sano	<i>P. cembroides</i>	1005	67.22	1	33.33	7016	56.49	52.34
	<i>Quercus sp.</i>	130	8.70	1	33.33	5013.70	40.37	27.47
	<i>Agave sp.</i>	360	24.08	1	33.33	390.09	3.14	20.18
	Total	1495	100.00	3	100.00	12419.79	100.00	100.00
Infestado por <i>D. mexicanus</i>	<i>P. cembroides</i>	250	35.46	1	36.36	563.20	10.54	27.45
	<i>Quercus sp.</i>	165	23.40	0.75	27.27	4510.05	84.44	45.04
	<i>Agave sp.</i>	290	41.13	1	36.36	267.67	5.01	27.50
	Total	705	100.00	2.75	100.00	5340.92	100.00	100.00
Saneado NOM 019	<i>P. cembroides</i>	30	14.29	0.75	42.86	97.24	25.46	27.54
	<i>Quercus sp.</i>	0	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Agave sp.</i>	180	85.71	1	57.14	284.75	74.54	72.46
	Total	210	100.00	1.75	100.00	381.99	100.00	100.00

Tabla 4. Valores de Abundancia, Frecuencia, Dominancia e Índice de Valor de Importancia para cada una de las especies registradas en cada condición fitosanitaria de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L.

La riqueza específica fue calculada con el índice de Margalef (1958) para cada condición fitosanitaria (tabla 5). La mayor riqueza de especies para el índice de Margalef (1958) la obtuvo la condición infestada por *D. mexicanus*, mientras que la menor riqueza la presentó la condición saneada.

La equitabilidad y dominancia de especies se muestran en la tabla 6. La condición de infestación por *D. mexicanus* obtuvo el valor mayor de diversidad y equitabilidad, mientras que la condición saneada conforme a la NOM 019 obtuvo los valores menores para estos índices. Por otro lado, en cuanto al índice de dominancia de Simpson, la condición de saneamiento conforme a la NOM 019 obtuvo el valor mayor, mientras que la condición de infestación por *D. mexicanus* obtuvo el menor valor. El cálculo de la varianza del índice de Shannon determinó que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la diversidad de las tres condiciones fitosanitarias.

Índice de riqueza específica	
Condición fitosanitaria	Margalef (1958)
Sano	0.35
Infestado por <i>D. mexicanus</i>	0.40
Saneado NOM 019	0.27

Tabla 5. Índice de riqueza específica de Margalef (1958) para cada condición fitosanitaria de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L.

Condición fitosanitaria	Índices de equitabilidad		Índice de dominancia
	Shannon (1949)	Pielou (1969)	Simpson (1949)
Sano	0.82	0.75	0.52
Infestado por <i>D. mexicanus</i>	1.07	0.98	0.35
Saneado NOM 019	0.41	0.59	0.76

Tabla 6. Índices de equitabilidad de Shannon (1949) y Pielou (1969) e índice de dominancia de Simpson (1949) para cada condición fitosanitaria de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L. La varianza del índice de Shannon determinó diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las tres condiciones fitosanitarias.

6.4 Comparación cuantitativa de la comunidad vegetal

Los índices de similitud/disimilitud cuantitativos de Morisita Horn y Sørensen mostraron una similitud del 83% y 61% respectivamente entre la composición vegetal de la condición sana con la condición de infestación por *D. mexicanus*, una similitud del 73% y 46% entre la composición vegetal de la condición de infestación por *D. mexicanus* y el saneamiento conforme a la NOM 019, y una similitud del 48% y 25% entre la composición vegetal del saneamiento conforme a la NOM 019 y la condición sana.

En la tabla 7 se muestran los valores obtenidos de los índices cuantitativos de similitud/disimilitud de Morisita-Horn y Sørensen y de recambio de especies de

Whittaker. La mayor disimilitud fue obtenida entre la condición sana y saneado conforme a la NOM 019 SEMARNAT 2006, la menor disimilitud fue obtenida entre la condición sana e infestado por *D. mexicanus*. El recambio de especie fue el mismo entre la condición sana y saneada conforme a la NOM 019, así como entre la condición infestado por *D. mexicanus* y saneada conforme a la NOM 019. No fue observado recambio de especies entre las condiciones sano e infestado por *D. mexicanus*.

Matriz de Diversidad β			
Índices de similitud/disimilitud	Condición fitosanitaria	Infestado por <i>D. mexicanus</i>	Saneado NOM 019
Índice de Morisita-Horn	Sano	0.17	0.52
	Infestado por <i>D. mexicanus</i>	-	0.27
Índice de Sørensen	Sano	0.39	0.75
	Infestado por <i>D. mexicanus</i>	-	0.54
Whittaker (recambio de especies)	Sano	0.00	0.20
	Infestado por <i>D. mexicanus</i>	-	0.20

Tabla 7. Matriz de diversidad β . Valores de los índices cuantitativos de similitud/disimilitud de Morisita-Horn y Sørensen, así como del índice de recambio de especies de Whittaker entre cada condición fitosanitaria de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L.

7. DISCUSIÓN

7.1 Estructura del arbolado de *Pinus cembroides*

De acuerdo con la distribución y la frecuencia de las clases diamétricas y de altura de los individuos de *P. cembroides* en las condiciones sanas y de infestación por *D. mexicanus*, podemos observar que los bosques de pino piñonero en Portal de Antejitos son bosques disetáneos y completos. Segura y Snook (1992) mencionan que los bosques de *P. cembroides* en su distribución más sureña en México tienden a adquirir una conformación incoetánea después de un evento de disturbio moderado sin mencionar la conformación inicial de los mismos. Por otro lado, en el norte de México, pudimos observar que los bosques de pino piñonero no cambian su conformación después de la infestación por *D. mexicanus*, manteniendo su estructura incoetánea, a diferencia de lo que ocurre en otros bosques de pino de Norteamérica, en donde se tiene una conformación coetánea inicial para pasar a una incoetánea y de gran diversidad de estructuras, como lo mencionan Perovich y Sibold (2016). Sin embargo, Diskin *et al.* (2011) encontraron que el impacto de las infestaciones de escarabajos descortezadores sobre la estructura del arbolado y el desarrollo del bosque dependerá de las características del mismo antes de dichas infestaciones.

A diferencia de Portal de Antejitos, en la comunidad de la Joya no fue posible determinar una distribución diamétrica y de altura con los árboles que quedaron en pie después de que fueron aplicadas las cortas de saneamiento en el año 2010 conforme a la NOM-019-SEMARNAT-2006. Sin embargo, permaneció una estructura del arbolado residual, la cual estuvo conformada por pocas clases diamétricas y de altura, representadas por escasos individuos en el área saneada, como mencionan Puttonen *et al.* (1997), Mitchell (2005) y Coates *et al.* (2006).

Los bosques de *P. cembroides* de Aramberri, N. L., al seguir manteniendo una estructura incoetánea después de la infestación por *D. mexicanus*, siguen teniendo la heterogeneidad necesaria para prevenir brotes epidémicos, al contar con gran diversidad de tamaños y edades, la cual puede incrementar la resiliencia del bosque a futuros disturbios, como lo mencionan Kayes y Tinker (2012) y Perovich y Sibold (2016) para los bosques de *P. contorta* en Estados Unidos.

Respecto a la densidad (individuos/ha) promedio en la condición sana del bosque de pino piñonero, los árboles jóvenes fueron más densos que las plántulas y que los árboles adultos, a diferencia de los sitios infestados y saneados, en los que la densidad de plántulas fue mayor que la de los árboles jóvenes y adultos, lo cual concuerda con lo mencionado por Negrón *et al.* (2009) y Diskin *et al.* (2010) en cuanto a que la densidad de los árboles disminuye debido al ataque de los descortezadores. Esto indica que en condiciones sanas, los árboles jóvenes tienen el potencial de reemplazar el arbolado adulto y continuar con la producción de semilla necesaria para continuar con la regeneración del bosque, mientras que en las condiciones infestada y saneada, las plántulas serán las encargadas de recuperar por sí mismas la masa forestal en su totalidad.

Del mismo modo, el área basal promedio disminuyó significativamente de una condición fitosanitaria a otra en cada una de las clasificaciones del arbolado (árboles jóvenes y adultos) debido a la pérdida del arbolado en pie a causa del intenso brote en los sitios infestados por *D. mexicanus* (mayor al 60% de infestación), y a causa de las cortas de saneamiento que dejaron el área desprovista de arbolado como lo mencionan Negrón *et al.* (2009) y Diskin *et al.* (2010).

La variable diámetro normal fue significativamente mayor en la condición infestada por *D. mexicanus*. Esto sugiere que los árboles de diámetros

mayores, que sobrevivieron a la infestación de *D. mexicanus*, son árboles vigorosos que serán capaces de continuar con su crecimiento y reproducción. El área basal, al estar en función del diámetro normal, también fue significativamente mayor en la condición infestada por *D. mexicanus*. El área de copa de *P. cembroides* fue significativamente mayor en la condición sana, ya que estuvo ausente cualquier factor que hiciera perder al árbol sus ramas y follaje. La única variable que no presentó diferencias significativas fue la altura. Esto concuerda con lo mencionado por Smith *et al.* (2012) y Amoroso *et al.* (2013) quienes encontraron que los pinos presentan aceleradas tasas de crecimiento después de una infestación por descortezadores en los bosques de Colorado. Sin embargo, Amoroso *et al.* (2013) también mencionan que la respuesta de los árboles sobrevivientes a la infestación está influenciada fuertemente por el grado de mortalidad ocurrido en cada sitio y la subsecuente dinámica de los vecinos, o la composición específica y tamaño de los árboles circundantes que interactúan competitivamente con cada árbol vivo. Por lo que en los bosques de pino piñonero en Aramberri, existen pinos vigorosos y con diámetros grandes capaces de resistir una infestación de más del 60% del descortezador *D. mexicanus*.

Coates *et al.* (2006) y Lindenmayer *et al.* (2008) señalan que algunos rodales pueden recuperar la cobertura arbórea de manera rápida y completa después de una infestación de escarabajos descortezadores, mientras otros rodales no pueden hacerlo, debido a que las condiciones nutricionales del hábitat no son las mismas gracias a las diferencias en los factores abióticos locales. Por lo cual, sería necesaria una evaluación periódica de la escasa estructura residual encontrada en los bosques saneados de acuerdo a la NOM 019-SEMARNAT-2006 para determinar si una nueva masa forestal de *P. cembroides* se podrá establecer dentro de estas condición fitosanitaria.

Martin *et al.* (2006), Lindenmayer (2008) y Winkler *et al.* (2008) mencionan que la retención de la estructura del arbolado residual y la protección del estrato

regenerativo después de realizar las cortas de saneamiento y las cosechas de los árboles muertos, reduce los efectos negativos sobre los procesos ecológicos, hidrológicos y en la calidad del hábitat. Sin embargo, Burton (2006), Coates *et al.* (2006) y Griesbauer y Green (2006), observaron que esta estructura residual es dañada durante el transcurso de las cortas y la cosecha de los árboles muertos, comprometiendo con ello la estructura futura del bosque, así como los bienes y servicios que proporcionarán. En la NOM 019-SEMARNAT-2006 no se contemplan acciones de protección del arbolado residual después de realizar las cortas de saneamiento, por lo que no se tiene conocimiento de que sean realizadas dichas acciones de protección, así como del estado de salud en el que se encuentran los árboles remanentes en Aramberri, N. L.

7.2 Cuantificación de la regeneración de *Pinus cembroides*

El estrato regenerativo el cual comprenden a las plántulas, fue la clasificación con la mayor densidad en la condiciones de infestación y de saneamiento, mientras que en la condición sana presentó una densidad promedio muy cercana a las densidades de los árboles jóvenes y adultos. Sin embargo, en la condición de infestación por *Dendroctonus mexicanus*, la densidad promedio de las plántulas superó los 2000 individuos/ha, como también lo encontraron Nigh *et al.* (2008) en los bosques de *Pinus contorta* infestados por *D. ponderosae*, quienes además observaron que las plántulas presentaron una distribución agrupada.

Debido a que *P. cembroides* es una especie que crece bajo sombra parcial (Pavek, 1994), las condiciones que genera la pérdida del dosel debido a la infestación de los descortezadores, permiten que se incremente el reclutamiento de las plántulas de *P. cembroides*, igual que lo observado por Collins *et al.* (2010) para la especie *P. contorta*, y a diferencia de lo encontrado por Astup *et al.* (2008) y McIntosh y Macdonald (2013), quienes observaron que

el reclutamiento de las plántulas estuvo limitado por la sombra del dosel y la poca disponibilidad de sustratos.

En la condición de saneamiento, las plántulas representan el estrato más denso, pero en menor cantidad comparado con la condición sana y aún menos con la condición de infestación. Pavek (1994) menciona que las plántulas de *P. cembroides* se desarrollan en sombra parcial, y a medida que crecen se vuelven menos tolerantes a la sombra, probablemente el establecimiento de las plántulas se ve afectado por la radiación solar directa que, como mencionan Dhar y Hawkins (2011) incide sobre el suelo al no existir la suficiente cobertura del dosel residual. Es por eso que en las condiciones sanas y saneadas, las cuales presentan los dos extremos de radiación solar, mayor y menor respectivamente, presentaron las densidades más bajas en el estrato regenerativo.

No obstante, la poca densidad de plántulas registrada en la condición de saneamiento difiere del trabajo realizado por Collins *et al.* (2011) quienes observaron que la densidad de plántulas en los rodales saneados de *P. contorta* en Colorado fue cuatro veces mayor que en los rodales no saneados. Sin embargo, encontraron que los sitios en donde el suelo o el material leñoso caído es muy profundo, y donde la cobertura herbácea es mayor a 45% no hubo plántulas, lo que podría explicar porque en los saneamientos, donde se tiene una acumulación de desechos leñosos como barreras para prevenir la erosión, no se desarrolló el estrato regenerativo.

Vyse *et al.* (2009), Kayes y Tinker (2012) y Edwards *et al.* (2015) observaron que en el estrato regenerativo de los bosques de *Pinus contorta* existen otras especies de coníferas como *Picea engelmannii* y *Abies lasiocarpa*, las cuales presentaron una mayor densidad que las plántulas de pino, a diferencia de lo encontrado en el área de estudio de Aramberri, donde la única especie de conífera presente fue *Pinus cembroides*. En el presente estudio no se cuantificó

la regeneración de la otra especie arbórea que se encontró (*Quercus sp.*), la cual pudo haber proporcionado una panorámica más amplia en cuanto a la composición del estrato regenerativo de los bosques de pino piñonero en Aramberri, N. L.

Como lo sugieren McIntosh y Macdonald (2013) para los bosques de *Pinus contorta* en Canadá, un manejo silvícola significativo permitirá que el estrato regenerativo de esta especie se desarrolle óptimamente. Algunos autores como Edwards *et al.* (2015) sugieren la aplicación de quemas prescritas después de las infestaciones de descortezadores en bosques de *P. contorta*, ya que encontraron que el reclutamiento de las plántulas de pino se ve altamente favorecido por el efecto combinado del incendio y la infestación. Sin embargo, el manejo silvícola de los bosques de *P. cembroides* es poco rentable, ya que estos bosques no tienen una vocación forestal maderable, además de que es una especie poco tolerante al fuego (Pavek, 1994), por lo que actividades alternativas, como la reforestación en sitios degradados, han demostrado tener buenos resultados al presentar altos niveles de supervivencia (Gómez *et al.*, 2012), además de que su plantación es técnicamente viable y económicamente rentable (Mata *et al.*, 2010).

Las proyecciones de Collins *et al.* (2011) sugieren que los bosques de *P. contorta* se recuperarán. Pero para que el estrato regenerativo se establezca y reemplace a una masa boscosa completa deben de transcurrir muchos años, incluso décadas (Nigh *et al.*, 2008; Axelson *et al.*, 2009; McIntosh y Macdonald, 2013). Desafortunadamente, en México no existen monitoreos continuos del desarrollo de la regeneración en los bosques de pino piñonero, por lo que no es posible determinar un patrón que nos permita predecir el crecimiento a futuro de la masa boscosa.

7.3 Composición y comparación cuantitativa de la vegetación

El índice de valor de importancia cambió a través de las condiciones fitosanitarias, debido principalmente al cambio en los parámetros ecológicos de la especie *P. cembroides*. Al modificarse la densidad y la cobertura de *P. cembroides* a causa de la mortalidad por la infestación de *D. mexicanus* y de las cortas de saneamiento, se crean las condiciones necesarias para que otras especies presentes, como *Quercus sp.* y *Agave sp.*, tengan mejores oportunidades de establecimiento, tal como le mencionan Perovich y Sibold (2016).

Con respecto a la diversidad alfa, Alvarado (2013) encontró que las infestaciones de *D. mexicanus* aumentan la diversidad en los bosques de pino piñonero en la Sierra Gorda de Querétaro. Esto concuerda con lo observado en la condición de infestación por *D. mexicanus* en Aramberri, ya que fue en esta condición donde se registraron los valores más altos de riqueza específica y equitabilidad, así como el valor más bajo del índice de dominancia, lo cual indica que existe un mayor equilibrio en la biodiversidad, debido al cambio en las proporciones de las tres especies encontradas generado por la mortalidad de *P. cembroides*. A pesar de que los valores de equitabilidad de la condición sana son altos, la prueba de varianza del índice de Shannon marcó diferencias significativas entre las tres condiciones fitosanitarias. Lo que podría suponer que esta condición de biodiversidad se mantiene aún y cuando se trata de bosques puros de *P. cembroides*.

En el saneamiento forestal se observó una diversidad alfa muy por debajo de lo observada en las condiciones sana e infestada, ya que la especie *Agave sp.* presentó un mayor índice de dominancia. Debido a la pérdida de la cubierta forestal y a la disminución de la biodiversidad, las áreas donde son efectuados los saneamientos en Aramberri, N. L. están propensas a sufrir procesos de erosión y desertificación en caso de que la escasa estructura residual que fue dejada no logre establecerse con éxito. En otros bosques de pino de Norteamérica, algunos autores como Nigh *et al.* (2008), Axelson *et al.* (2009) y

Pelz y Smith (2012) ha descrito que a pesar del lento establecimiento del estrato regenerativo en las zonas que fueron infestadas por brotes masivos de escarabajos descortezadores y sufrieron un enorme disturbio, tienen la posibilidad de sobrevivir y formar nuevas masas boscosas. A pesar de que *Pinus cembroides* es una especie bien adaptada y resistente a condiciones extremas de temperatura y sustrato (Francoise, 1977; Flores, 1983), y que tiende a recuperarse después de disturbios moderados (Segura y Snook, 1992), no se conoce si esta especie se recupera en las zonas con grandes disturbios, como los observados en los saneamientos, y logre mantener la biodiversidad y los procesos ecológicos.

Con respecto a la diversidad beta, no se cuenta con registros que describan la similitud y el recambio de especies en este tipo de ecosistemas y de condiciones de disturbio en Aramberri, N. L. Se encontró que entre las condiciones sana e infestada se comparte la mayor similitud de especies, mientras que en la mejor similitud se observó entre las condiciones de saneamiento y sana. Probablemente las características del sitio permitan a las condiciones sana e infestada tener un alto grado de similitud en cuanto a la composición vegetal. Sin embargo, esto se verá afectado conforme los árboles infestados vayan muriendo o se realicen las cortas de saneamiento forestal. En cuanto al recambio de especies, éste podrá ser mínimo o nulo, diferenciándose solamente la especie *Quercus sp.*

Como mencionan Thompson *et al.* (2009) y Thompson (2012), la biodiversidad es un factor importante en la resiliencia ante los eventos de disturbio a los cuales están sometidos los bosques templados, por eso al modificarse la composición florística en las zonas con infestaciones de *D. mexicanus* es probable que los bosques de *P. cembroides* de Aramberri sean capaces de reponerse a los ataques de estos escarabajos descortezadores.

Si bien, la estructura arbórea y la regeneración natural de *Pinus cembroides* de Aramberri, N. L. son vitales para mantener la continuidad del bosque, es importante señalar también que con la ayuda de la restauración ecológica podemos llevar a nuestro bosque de pino piñonero hacia un estado de salud óptimo, el cual permita seguir proporcionando los bienes y servicios que valoran las comunidades que habitan en este tipo de ecosistemas. De lo contrario, en las zonas donde se realizan los saneamientos forestales para controlar a los escarabajos descortezadores y en donde no se toman las medidas necesarias para mantener la continuidad del bosque de pino, se corre el riesgo de que la comunidad clímax que representa el bosque de pino piñonero, de paso a otro tipo de vegetación, la cual no soporte la presión para mantener a las comunidades de personas que habitan en dichas zonas.

8. CONCLUSIONES

1. Tanto las infestaciones de *Dendroctonus mexicanus* como los saneamientos forestales realizados de acuerdo a la NOM 019-SEMARNAT 2006 afectan la estructura de los bosques de *Pinus cembroides* en Aramberri, N.L.
2. Los sitios infestados por *D. mexicanus* que no fueron saneados mantienen un estrato regenerativo que, de no existir otros factores de estrés, permitirá al bosque de *P. cembroides* recuperar su composición y estructura original. Por otro lado, en los sitios saneados de acuerdo con la NOM 019-SEMARNAT 2006 no existe suficiente estrato regenerativo y árboles que puedan proveer de semillas para que se recupere la estructura y la composición original de los bosques de *P. cembroides* en Aramberri N. L.
3. Las infestaciones de *D. mexicanus* aumentan la composición florística en los bosques puros de *P. cembroides*, con la consecuente disminución en los servicios ambientales que *P. cembroides* proporciona. Mientras que los saneamientos forestales de acuerdo con la NOM 019-SEMARNAT 2006 propician una disminución de la composición florística en los bosques de pino piñonero de Aramberri, N. L.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, V., Araujo, P. e Iturbide, M. 2006. Caracteres estructurales de las masas. Serie Didáctica No. 22. Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Alvarado, O. 2013. Evaluación de los factores asociados a las infestaciones de descortezadores (Coleoptera: Scolytinae) en bosques de piñones (*Pinus cembroides*) en la reserva Sierra Gorda de Guanajuato. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Amoroso, M., Coates K. y Astruo, R. 2013. Stand recovery and self-organization following large-scale mountain pine beetle induced canopy mortality in northern forests. *Forest Ecology and Management* 310: 300-311
- Astup, R., Coates, K. y Hall, E. 2008. Recruitment limitation in forests: Lessons from an unprecedented mountain pine beetle epidemic. *Forest Ecology and Management* 256 (10): 1743-1750
- Axelson, J., Alfaro, R. y Hawkes, B. 2009. Influence of fire and mountain pine beetle on the dynamics of leodgepole pine stands in British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 257: 1874-1882
- Bourbonnais, M., T. Nelson y M. Wulder. 2013. Geographic analysis of the impacts of mountain pine beetle infestation on forest fire ignition. *The Canadian Geographer*, 58 (2), 188-202
- Burton, P.J., 2006. Restoration of forests attacked by mountain pine beetle: misnomer, misdirected, or must-do? *BC Jour. Ecosyst. Manage.* 7 (2): 1–10

- Cardinale, B., Matulich, K., Hooper, D., Byrnes, J., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. y Gonzalez, A. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98(3): 572–59
- Coates, K.D., DeLong, C., Burton, P.J., Sachs D.L., 2006. Abundance of secondary structure in lodgepole pine stands affected by the mountain pine beetle. Report for the Chief Forester, August, 2006. 17 pp. Disponible en http://www.for.gov.bc.ca/hfp/mountain_pine_beetle/stewardship/ Recuperado el 2 de Junio de 2016.
- Collins, B., Rhoades, C., Underhill, J. y Hubbard, R. 2010. Post-harvest seedling recruitment following mountain pine beetle infestation of Colorado lodgepole pine stands: a comparison using historic survey records. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 2452-2456
- Collins, B., Rhoades, C., Hubbard, R. y Battaglia, M. 2011. Tree regeneration and future stand development after bark beetle infestation and harvesting in Colorado lodgepole pine stands. *Forest Ecology and Management* 261: 2168-2175
- CONABIO. 2008. La diversidad biológica forestal en México. Disponible en http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/doctos/dbf_mexico.html Recuperado el 25 de febrero de 2015
- Coyle, D., Klepzig, K., Koch, F., Morris, L., Nowak, J., Oak, S., Otrosina, W., Smith, W. y Gandhi, K. 2015. A review of southern pine decline in North America. *Forest Ecology and Management* 349: 134-148

- Cuéllar Rodríguez, L. G. 2013. Dinámica poblacional espacio-temporal de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins (Curculionidae: Scolytinae) en el municipio de Aramberri, Nuevo León. Colegio de Postgraduados.
- Dhar, A. y Hawkins, C., 2011. Regeneration and growth following mountain pine beetle attack: a synthesis of knowledge. *J. Ecosyst. Manage.* 12: 1-16
- Diskin, M., Rocca, M., Nelson, K., Aoki, C., y Romme, W. 2011. Forest developmental trajectories in mountain pine beetle disturbed forests of Rocky Mountain National Park, Colorado. *Can. J. For. Res.* 41: 782–792
- Dordel, J., Feller, M. y Simard, S. 2008. Effects of mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae* Hopkins) infestations on forest stand structure in the southern Canadian Rocky Mountains. *Forest Ecology and Management* 255(10): 3563-3570
- Eckert, A. y Hall, B. 2006. Phylogeny, historical biogeography, and patterns of diversifications for *Pinus* (Pinaceae): Phylogenetic tests of fossil-based hypotheses. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 40: 166-182
- Edmonds, R., Agee, J. y Gara, R. 2005. Forest health and protection. Waveland Press Inc. Long Grove, IL. 593 p
- Edwards, M., Krawchuk, M. y Burton, P. 2015. Short-interval disturbance in lodgepole pine forests, British Columbia, Canada: Understory and overstory response to mountain pine beetle and fire. *Forest Ecology and Management* 338: 163-175
- Eguiluz, T. 1982. Clima y distribución del género *Pinus* en México. *Ciencia Forestal* 38 (7): 30-44

- Eguiluz, T. 1985. Origen y evolución del género *Pinus* (con referencia especial a los pinos mexicanos). *Dasonomía mexicana* 6: 5-31
- Evangelista, P., S. Kumar, T. Stohlgren, y E. Young. 2010. Assessing forest vulnerability and the potential distribution of pine beetles under current and future climate scenarios in the Interior West of the US. *Forest Ecology and Management* 262: 307-316
- Flores, R. 1983. Notas autoecológicas del pino piñonero (*Pinus cembroides* Zuccarini) en Nuevo León, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Flores, R. 1985. Estudio florístico-ecológico de *Pinus cembroides* Zucc. en Nuevo León. Memorias del Simposio Nacional sobre Pinos Piñoneros. Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, N. L.: 121-129
- Francoise, M. 1977. Notas sobre el estudio ecológico y fitogeográfico de los bosques de *Pinus cembroides* en México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2(10): 49-58
- Gernandt, D. y Pérez, J. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, Supl.* 85: 126-133
- Griesbauer, H. y Green, S. 2006. Examining the utility of advance regeneration for reforestation and timber production in unsalvaged stands killed by the mountain pine beetle: Controlling factors and management implications. *BC J. Ecosyst. Manage* 7 (2): 81–92
- Granados, D. y López, G. 2001. Declinación forestal. *Revista Chapingo. Serie de ciencias forestales y del ambiente* 7: 5-13

- Gómez, M., Soto, J., Blanco, J., Sáenz, C., Villegas, J y Lindig, R. 2012. Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia* 46: 795-807
- Holling, C. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23
- Holling, C. 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. En P. C. Schulze (Editor) *Engineering within ecological constraints* (pp. 31-44) Washington, D. C.: National Academy Press
- IBM Corp. Released 2013. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- INEGI, 2009. Portuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Aramberri, N. L.
- Kayes, L. y Tinker, D. 2012. Forest structure and regeneration following a mountain pine beetle epidemic in southeastern Wyoming. *Forest Ecology and Management* 263: 57-66
- Klutsch, J., M. Battaglia, D. West, S. Costello y J. Negrón. 2011. Evaluating potential fire behavior in lodgepole pine-dominated forests after a mountain pine beetle epidemic in north-central Colorado. *Western Journal of Applied Forestry* 26 (3): 101-109
- Klutsch, J., R. Beam, W. Jacobi, y J. Negrón. 2014. Bark beetles and dwarf mistletoe interact to alter downed woody material, canopy structure, and stand characteristics in northern Colorado ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*, 315, 63-71

- Kolb, T. E. 2015. A new drought tipping point for conifer mortality. *Environmental Research Letters*, 10(3), 031002.
- Kurz, W., Dymond, C., Stinson, G., Rampley, G., Neilson, E. y Carroll, A. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon: feedback to climate change. *Nature* 454: 987–990
- Lindenmayer, D., Burton, P.J. y Franklin, J. 2008. Salvage logging and its ecological consequences. Island Press, 246 p.
- Lindgren, B. y Raffa, K. 2013. Evolution of tree killing in bark beetles (Coleoptera: Curculionidae): trade-offs between the maddening crowds and a sticky situation. *Canadian Entomology*, 145: 471-495
- Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing 256 pp.
- Malusa, J. 1992. Phylogeny and biogeography of the pinyon pines (*Pinus* Subsect. Cembroides). *Systematic Botany* 17: 42-66
- Martin, K., Norris, A. y Drever, M. 2006. Effects of bark beetle outbreaks on avian biodiversity in the British Columbia interior: implications for critical habitat management. *BC J.. Ecosyst. Manage* 7 (3): 11-24.
- Mata, J., Treviño, E., Jiménez, J., Aguirre, O., Alanís, E. y Salinas, W. 2010. Evaluación de la siembra directa con especies de pino en la restauración de un ecosistema semiárido-templado. *CIENCIA UANL* 13: 72-77
- McCullough, D., R. Werner y D. Neumann. 1998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. *Annual Review of Entomology* 43: 107-127

- McIntosh, A. y Macdonald, S. 2013. Potential for lodgepole pine regeneration after mountain pine beetle attack in newly invaded Alberta stands. *Forest Ecology and Management* 295: 11-19
- Miller, C. 1977. Mesozoic conifers. *The Bot. Rev.* 43 (2): 217-280
- Mitchell, J., 2005. Regeneration methods in beetle-killed stands following mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) attack: a literature review. Advantage, 6 (32) FERIC report
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, 84 pp.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR).
- Negrón, J., McMillin, J., Anhold, J. y Coulson, D. 2009. Bark beetle-caused mortality in a drought-affected ponderosa pine landscape in Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 257 (4): 1353-1362
- Nigh, G., Antos, J. y Parish, R. 2008. Density and distribution of advance regeneration in mountain pine beetle killed lodgepole pine stands of the Montane Spruce zone of southern British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 38:2826–2836
- Pavek, Diane S. 1994. *Pinus cembroides*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Disponible en: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>
Recuperado el 21 de Septiembre del 2016.

- Pelz, K., Smith y F., 2012. Thirty year change in lodgepole and lodgepole/mixed conifer forest structure following 1980s mountain pine beetle outbreak in western Colorado, USA. *Forest Ecology and Management* 280: 93–102
- Perovich, C. y Sibold, J. 2016. Forest composition change after a mountain pine beetle outbreak, Rocky Mountain National Park, CO, USA. *Forest Ecology and Management* 366: 184-192
- Puttonen, P., Karpainen, J. y Vyse, A., 1997. Advanced regeneration in ESSF forests. En: Hollstedt, C., Vyse, A. (Eds.). Sicamous Creek Silvicultural Systems Project: Workshop Proceedings April 24–25th 1996. Ministry of Forests Research Program Working paper 24/1997.
- Raffa, K., Grégoire, J. y Lindgren, B. 2015. Natural history and ecology of bark beetles. En: Vega, F. y Hofstetter, R. (Eds.), *Bark Beetle: Biology and Ecology of Native and Invasive Species*. Elsevier Inc. pp. 1-40.
- Romero, A., García, E. y Passini, M. F. 1996. *Pinus cembroides* s. l. y *Pinus johannis* del Altiplano Mexicano: una síntesis. *Acta Botánica Gallica: Botany Letters* 143 (7): 681-693
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 p.
- Salinas-Moreno, Y., Mendoza, M.G., Barrios, M.A., Cisneros, R., Macias-Samano, J., Zúñiga, G., 2004. Areography of the genus *Dendroctonus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Mexico. *J. Biogeogr.* 31, 1163–1177
- Sánchez, A. 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques* 14(1): 107-120

- Sánchez, J., L. Torres, A. Cano y O. Martínez. 2013. Daño y diversidad de insectos descortezadores de coníferas del noreste de México. *Ciencia Forestal en México* 28 (93): 41-56
- Segura, G. y Snook, L. 1992. Stand dynamics and regeneration patterns of a pinyon pine forest in east central Mexico. *Forest Ecology and Management* 47: 175-194
- Six, D. y Bracewell, R. 2015. *Dendroctonus*. En: Vega, F. y Hofstetter, R. (Eds.), Bark Beetle: Biology and Ecology of Native and Invasive Species. Elsevier Inc. pp. 305-350.
- Smith, J., Hart, S., Chapman, T., Veblen, T. y Schoennagel, T. 2012. Dendroecological reconstruction of 1980s mountain pine beetle outbreak in lodgepole pine forest in northwestern Colorado. *Ecoscience* 19: 113-126
- Sykes, M. y Prentice, I. 1996. Climate change, tree species distributions and forest dynamics: a case study in the mixed conifer/northern hardwoods zone of northern Europe. *Climatic Change* 34(2): 161-177
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. y Mosseler, A. 2009. Forest resilience, biodiversity, and climate change: A synthesis of the biodiversity/resilience/ stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention of Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43, 67 pages.
- Thompson, I. 2012. Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva: revista internacional de silvicultura e industrias forestales* 238: 25-30

- Tkacz, B., B. Moody, J. Villa y M. Fenn. 2008. Forest health conditions in North America. *Environmental Pollution* 155: 409-425
- US Forest Service. 2014. Bark Beetles. Disponible en <http://www.fs.fed.us/research/invasivespecies/insects/bark-beetle/>
Recuperado el 19 de marzo de 2015
- Vázquez, C., Batis, A., Alcocer, M., Gual, M. y Sánchez, C. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM.
- Vyse, A., Ferguson, C., Huggard, D., Roach, J., Zimonick, B., 2009. Regeneration beneath lodgepole pine dominated stands attacked or threatened by the mountain pine beetle in the south central Interior, British Columbia. *Forest Ecology and Management* 258: 36–43
- Winkler, R., Rex, J., Maloney, D., Teti, P. y Redding, T., 2008. Mountain pine beetle, forest practices and watershed management. Victoria, BC, Ministry of Forests and Range. Extension Note 88, 11 p
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. 4th ed. Prentice Hall Upper Saddle River, New Jersey. Pp. 41-160
- Zúñiga, G., Mendoza, G., Cisneros, R. y Salinas, M. 1999. Zonas de sobreposición en las áreas de distribución geográfica de las especies mexicanas de *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Scolytidae) y sus implicaciones ecológico-evolutivas. *Acta Zool. Mex.* 77: 1-22