

RELACIONES ENTRE DESCORTEZADORES (COLEÓPTERA: SCOLYTIDAE) Y VITALIDAD EN BOSQUES DE *Pinus hartwegii* Lindl.

RELATIONSHIP BETWEEN BARKBEETLES (COLEÓPTERA: SCOLYTIDAE) AND VITALITY IN *Pinus hartwegii* Lindl. FORESTS

Rebeca Eugenia González-Medind¹, Armando Equihua Martínez², Martín Alfonso Mendoza Briseño³ y David Cibrián Tovar⁴

RESUMEN

La investigación que se describe a continuación busca contrastar la diversidad de descortezadores (Scolytidae) respecto a indicadores de sanidad en dos bosques de *Pinus hartwegii*, ubicados al sureste (Parque Nacional Zoquiapan) y sur (Parque Nacional Cumbres del Ajusco) de la Ciudad de México (D.F.). La primera localidad es menos accesible y con mejor apariencia sanitaria. Se capturaron especímenes de descortezadores del arbolado de 10 sitios permanentes por localidad, elegidos selectivamente en transectos a través de ambos bosques de julio de 1996 a enero de 1997. Se registró de cada árbol: longitud, color, retención de follaje, área foliar dañada, conformación de punta y fuste, presencia de callos, cancos o descortezadores en el tronco, grado de infección por muérdago, edad, altura y diámetro normal; además de la densidad del rodal. Los indicadores de salud forestal tuvieron una mejor expresión en Zoquiapan, pero no lo suficiente para explicar la pequeña diferencia en diversidad entre localidades (13 especies en Zoquiapan, 14 en Ajusco y 10 en común). La abundancia de descortezadores fue menor en el Ajusco (508 contra 3,067 insectos), pero ambas poblaciones fueron reducidas, implicando escenarios de bajo riesgo. En las dos localidades el taxón más abundante fue *Ips bonanseai* (80% de la muestra). La interpretación de los resultados obtenidos sugiere una situación temprana, que los datos dasométricos confirman, y que parece ser producto de la historia de previas labores de saneamiento en ambos bosques y a su condición de parques nacionales.

Palabras clave: Abundancia, descortezadores, *Ips bonanseai* Hopk., *Pinus hartwegii* Lindl., riqueza, salud forestal.

ABSTRACT

Forest health was contrasted against bark beetle (Coleoptera Scolytidae) diversity in two *Pinus hartwegii* forests at the southeast (Parque Nacional Zoquiapan y Anexas), and south (Parque Nacional Cumbres del Ajusco) from Mexico City, Mexico. Zoquiapan is less accessible and has an apparent better health than Ajusco. Bark beetle specimens were extracted from trees in 10 permanent plots in each location. Plots were subjectively selected in transects at both forests from July 1996 though January 1997. Variables recorded at each plot include: foliage length, color and retention, damaged leaf area, top and stem form, presence of callus cankers or bark beetle symptoms on the stem, severity of mistletoe attack, stand density, tree age, height and normal diameter. As expected, forest health indicators had better scores in Zoquiapan than Ajusco, though differences were insufficient to cause meaningful differences in diversity between locations (13 species present in Zoquiapan, 14 in Ajusco; 10 species in common). Abundance of bark beetles was smaller in Ajusco (508 against 3,067 insects), though both population were small, suggesting a low risk scenario. *Ips bonanseai* was the most abundant species (80% of sample); this species also indicates a low risk situation. Interpretation of results leads to an early successional scene, as corroborated by stand structure data. Current condition may be a product of a history of previous pest control treatments on both forests, and the usual management policy for national parks.

Key words: Abundance, bark beetles, *Ips bonanseai* Hopk., *Pinus hartwegii* Lindl., richness, forest health.

Fecha de recepción: 09 de septiembre de 2008

Fecha de aceptación: 30 de noviembre de 2010

¹ MACFORESTA, S. C. Correo-e: bek_enia@yahoo.com.mx

² Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

³ Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz.

⁴ División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo.

INTRODUCCIÓN

En la última década ha crecido el interés por la diversidad, en especial por el efecto adverso que sobre ella tienen el cambio climático y la fragmentación de los ecosistemas, derivada de las actividades humanas (Zeran et al., 2006). En extensas áreas naturales se han modificado los procesos ecológicos por la conversión a terrenos agrícolas y la urbanización del paisaje. Este cambio altera la estructura y la función del ecosistema y modifica la relación de las comunidades de fauna silvestre con el entorno, en particular con las especies sensibles, cuya respuesta es variable en relación al grado de disturbio, el cual puede estimarse a través de bioindicadores. En este sentido, los insectos por sus características reproductivas, su tamaño y sus hábitos alimentarios son útiles para evaluar y monitorear el disturbio de origen antrópico. Estudios realizados en ecosistemas forestales así lo demuestran (Roughley et al., 2006; Schowalter y Zhang, 2005; Moore et al., 2004).

Los factores que inciden en la abundancia y estructura de las poblaciones de artrópodos en el bosque no están completamente determinados. Participan variables como el clima y la vegetación, que afectan las interacciones entre las plantas, hospedantes y los depredadores (Schowalter y Zhang, 2005). En los bosques, acciones silvícolas directas (fuego, derribo, extracción de madera) y los agentes indirectos (efecto invernadero, gases contaminantes, aumento de temperatura) modifican la disponibilidad de recursos alimentarios, niveles nutrimientales, la temperatura y la humedad del suelo (Yates, 2007), los que a su vez influyen en la riqueza, abundancia y diversidad de la entomofauna. El grado en que dichos procesos alteran la dinámica y la estructura poblacional de los insectos, así como los elementos del manejo forestal que deben ser considerados para cuidar la condición sanitaria forestal, aún son temas por desarrollar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y diseño del experimento

La investigación fue realizada en el área boscosa de los alrededores de la Ciudad de México. En la zona de la montaña que circunda al Valle de Anáhuac se tienen diversas áreas naturales legalmente protegidas desde hace más de 100 años. Estos sitios se caracterizan por tener condiciones de bosque de alta montaña, donde es común encontrar descortezadores y otros factores de disturbio.

Dentro de ellas se eligieron dos localidades: una con apariencia saludable y otra con manifestaciones patológicas, ambas con indicios ostensibles de

INTRODUCTION

Interest in diversity has grown in the last decade, especially on the adverse effect received because of climatic change and ecosystem fragmentation due to human activities (Zeran et al., 2006). Ecological processes have changed in vast natural areas that have been converted to cropland and urban landscapes. This change alters ecosystem structure and function. It also modifies the relationship between wildlife communities with their environment. Sensitive species are particularly affected in their response to disturbance severity. These responses can be elicited through bioindicators. Size, reproductive characteristics, and foraging behavior are useful indicators to evaluate and monitor anthropogenic disturbance. Ecosystem studies support this interpretation (Roughley et al., 2006; Schowalter and Zang, 2005; Moore et al., 2004).

Factors influencing abundance and structure of arthropod populations in the forest are not entirely determined right now. Several variables such as climate and vegetation are responsible of interactions between plants, hosts, and predators (Schowalter and Zang, 2005). Factors influencing directly the forest (fire, fellings, timber harvesting), as well as indirect forces (greenhouse effect, air pollutants, global warming) modify food resources availability, nutrient levels, soil temperature and humidity (Yates, 2007). These processes then influence insect richness, abundance and diversity. The priority level for insect population structure and dynamics in forest management, and how should they be considered in management decisions about forest health are matters yet to be developed.

This study searches for associations between ecosystem health indicators and barkbeetle (Scolytidae) species abundance in two temperate forest. These forests are dominated by *Pinus hartwegii* Lindl. Both forests show contrasting vitality, while other ecological conditions remain comparable.

MATERIALS AND METHODS

Study site and experimental design

This research was performed in two forests nearby Mexico City. In the last hundred years several portions of the mountains surrounding Anahuac Valley have been designated natural protected areas. These protected areas are made up of high elevation forest sites where barkbeetles and other disturbance factors are common.

Two sites were chosen in these mountain forests: one with a healthy looking condition, and another one with clear signs of pathological damages, both sites showing evidences of barkbeetle (Scolytidae) presence. The first location is in Sierra Nevada, and it is the Estación Forestal Experimental

descortezadores (Scolytidae), la primera forma parte de la Sierra Nevada y se denomina Estación Forestal Experimental Zoquiapan de la Universidad Autónoma Chapingo, que a su vez es parte del Parque Nacional Zoquiapan y Anexas, en los estados de Puebla y Estado de México ($19^{\circ}18'00''$ latitud norte; $98^{\circ}40'00''$ longitud oeste); la segunda se ubica en el Parque Nacional Cumbres del Ajusco, Distrito Federal ($19^{\circ}19'00''$ latitud norte, $99^{\circ}18'30''$ longitud oeste).

Como indican las coordenadas geográficas, Zoquiapan se localiza al sureste y el Ajusco al sur de la Ciudad de México; este último queda relativamente más cerca y con mayor accesibilidad para los visitantes que vienen de la ciudad. En el Valle predomina un patrón de circulación de vientos que acarrea contaminantes atmosféricos en dirección norte-sur, buena parte del año (Bravo et al., 2005).

En las zonas existe un bosque templado de pino y encino, en los que domina *Pinus hartwegii* en altitudes de 3,000 a 3,700 m (Blanco et al., 1981; Zavala, 1984). En Zoquiapan el arbolado presenta mejor porte y vigor, y forma masas mixtas con otras especies de pino indicadoras de buena calidad de sitio, como *Pinus montezumae* Lamb. y *P. pseudostrobus* Lindl. En las partes altas de las dos localidades las masas son puras y están rodeadas de pastos amacollados.

Desde 1940 se tienen registros de brotes activos de descortezadores del género *Dendroctonus* en Ajusco y Zoquiapan; no obstante al efectuar el estudio, en ninguna de ellas había manifestaciones de alguna labor silvícola reciente, pero sí de intervenciones sanitarias de mucho tiempo atrás (CONANP, 2008).

En cada uno de los sitios se realizó un transecto para localizar 10 puntos representativos de la condición general del bosque y con presencia de descortezadores, en cada punto se derribó un árbol de *Pinus hartwegii* con esta característica. Los derribos ocurrieron periódicamente durante la temporada de julio de 1996 a enero de 1997. Los árboles fueron cortados en trozos de 40 cm de largo, las cuales se mantuvieron en cámaras de incubación a 28°C por dos meses. El material biológico que emergió fue colectado, preservado en alcohol e identificado.

De los descortezadores (Scolytidae) que emergieron en estado adulto, se determinó el número total de individuos de la muestra (N), el número de individuos por especie (n_i) y la abundancia proporcional por especie ($p_i=n_i/N$). Para comparar la diversidad entre localidades se utilizó el índice de Shannon-Weiner:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

La varianza fue estimada con el estadístico:

$$\text{Var}(H') = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - \sum p_i \ln p_i^2}{N} - \frac{s-1}{2N^2}$$

Zoquiapan, managed by Universidad Autónoma Chapingo. This location is part of Parque Nacional Zoquiapan y Anexas, in the states of Puebla and Mexico ($19^{\circ}18'00''$ latitud North; $98^{\circ}40'00''$ longitud West). The second location is in Parque Nacional Cumbres del Ajusco, Distrito Federal ($19^{\circ}19'00''$ North, $99^{\circ}18'30''$ West).

As indicated by geographic coordinates, Zoquiapan is southwest, and Ajusco is south of Mexico City. The latter location is relatively closer to the city, and has better accessibility for visitors. In this valley most of the year wind blows and carries atmospheric pollutants in a north to south direction (Bravo et al., 2005).

The study areas are covered by a pine-oak temperate forest dominated by *Pinus hartwegii*. Elevations range from 3,000 to 3,700 m (Blanco et al., 1981; Zavala, 1984). Zoquiapan's trees show better shape and vigor. Stands are mixed. Zoquiapan stands also contain *Pinus montezumae* Lamb., *P. pseudostrobus* Lindl. and other pine species characteristic of better sites. Higher elevations in both localities are covered by pure *P. hartwegii* stands with a grassy understory.

Active spots of *Dendroctonus* are known since 1940 both in Ajusco and Zoquiapan (CONANP, 2008). However, at the time of this study there were none of them, nor signs of recent salvage cuts, but remains of older treatments were common.

In each of the two forests a transect was laid with 10 points representative of the general condition of the forest, provided that barkbeetles were present. A *Pinus hartwegii* tree, showing signs of barkbeetle was felled in each point. Fellings were programmed at regular intervals throughout the study period from July 1996 to January 1997. Tree stems were cut into pieces 40 cm long. These logs were placed in incubation chambers at 28°C for two months. Insects emerging were collected, preserved in alcohol, and identified. Adult barkbeetle that emerged were considered sample units.

They add up to a sample total (N). Number of individuals by species (n_i), and proportional abundance by species ($p_i=n_i/N$) were recorded. Shannon-Weiner index was calculated to compare diversity among localities:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Variance was estimated with the following statistic:

$$\text{Var}(H') = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - \sum p_i \ln p_i^2}{N} - \frac{s-1}{2N^2}$$

Where:

s = total number of species observed in the sample.

N = total number of individuals in the sample.

Donde:

s = número total de especies observado en la muestra

N = número total de individuos en la muestra.

Por tratarse de un muestreo selectivo, no se aplicó una prueba estadística para la hipótesis nula de que la diversidad de insectos descorzadores es igual en ambas localidades.

Adicionalmente, se estimó la diversidad de especies por rarefacción (Krebs, 1998) y el recíproco del índice de Simpson para evaluar la heterogeneidad de hábitat y la dominancia de especies en las comunidades estudiadas.

En cada uno de los 20 puntos de muestreo se estableció una parcela permanente de 0.1 ha dentro de la cual se calificó la salud del arbolado mediante un sistema de clases de cero a seis (Cuadro 1), asignando el valor más bajo a la condición más saludable. Los criterios fueron color y retención de follaje, porcentaje de área foliar dañada, conformación de la punta y del fuste, callos, cancos o descorzadores en el tronco; además de la presencia de muérdago, al cual se le clasificó con el sistema de Hawksworth (1977). Otros datos complementarios que se registraron fueron densidad, exposición, pedregosidad, altura, diámetro normal y edad del arbolado. También se tomó una ramilla para evaluar la longitud de las acículas.

Las variables de campo fueron reparametrizadas y procesadas en SCREEN (Hamilton, y Wendt, 1975) para seleccionar

The null hypothesis states that barkbeetle diversity is no different between localities. Since sampling was selective, this hypothesis was not tested statistically.

In each of the 20 sampling points a plot was established. The plot size was 0.1 ha. Each tree inside the plot was graded in a six classes scale (Table 1), where the smallest grade was for the healthier condition. Criteria include foliage color and retention, percent foliar area damaged, top crown shape, bole shape, callus, cankers, barkbeetle attacks on the stem; additionally, presence of mistletoe was considered. Hawksworth (1977) mistletoe grading system was used for this purpose. Ancillary data collected includes stand density, site exposure, stone abundance, tree height, normal diameter and age. A twig was cut to measure needle length.

Field records were reparametrized and processed through SCREEN (Hamilton and Wendt, 1975), to select the most influential variables. This software builds a classification tree using Chi square statistics for each variable. Its predictability is given by the estimator's highest values.

At the end of the analysis, forest health was tested among populations through multiple comparison of pairs of stands and localities. This comparison used Kruskall-Wallis and Man-Whitney's U for discrete variables. Tukey's test was used for continuous variables. All tests were conducted under a significance level of $\alpha=0.05$, with the help of SAS® v6.2 statistical analysis software package (SAS Institute, 1998).

Cuadro 1. Definición de clases y criterios de evaluación de variables cualitativas.

Table 1. Definition of classes and criteria to evaluate qualitative variables.

Clase	Color foliar	Retención foliar	Forma de punta	Daño foliar	Forma de fuste	Callos /cancos
0	Verde intenso	>75%	Creciendo	Ninguno	Recto	Ausente
1	Verde claro	50-75%	Redonda	< 20%	Bifurcado	Presente
2	Verde limón	25-50%	Rebrotando	20-40%	Polifurcado	
3	Verde amarillo	< 25%	Brotes aislados	40-60%		
4	Naranja			60-80%		
5	Rojizo			> 80%		
6	Ocre					

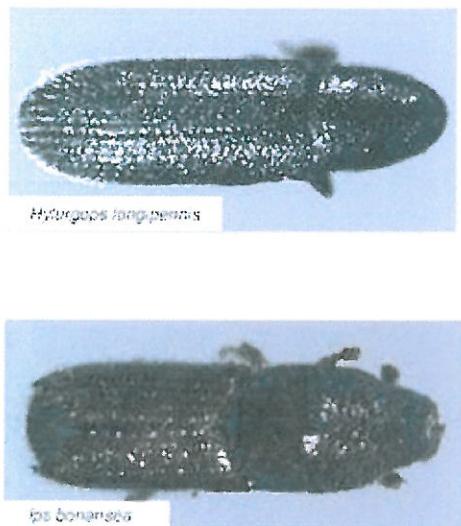


Foto REG. Medina

Figura 1. Especímenes de *Hylurgops longipennis* Blandford. e *Ips bonanseai* Hopk.
Figure 1. Specimens of *Hylurgops longipennis* Blandford and *Ips bonanseai* Hopk. Photo REG Medina.

las más significativas. Este programa proporciona un árbol de decisión a partir de estimadores de ji-cuadrada para cada variable, cuya predictibilidad se determina por los valores más altos del estimador.

Para evaluar la salud forestal entre poblaciones, al término del proceso se efectuaron comparaciones múltiples entre pares de rodales y entre localidades con la prueba de Kruskall-Wallis y U de Man-Whitney para las variables discretas y la prueba de Tukey para las variables continuas. Todas las pruebas se hicieron con un nivel de significancia de $\alpha=0.05$, con el apoyo del paquete de análisis estadístico SAS® v6.2 (SAS Institute, 1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Abundancia de insectos descortezadores

Se recolectaron 3,575 descortezadores (Cuadro 2) agrupados en; 17 especies, 10 de ellas (58%) presentes en las localidades. El número total de individuos fue 3,067 en Zoquiapan y 507 en Ajusco que pertenecen a 13 taxa en Zoquiapan y 14 en Ajusco. En el segundo sitio los más abundantes fueron: *Ips bonanseai* Hopk. e *Hylurgops longipennis* Blandford, con una abundancia proporcional de 0.878 y 0.035, respectivamente. En Zoquiapan dominaron: *Ips bonanseai* y *Dendroctonus adjunctus* Blandford, con un valor de 0.0848 y 0.038. Al género *Pityophthorus*, le correspondió la mayor cantidad de especies (Cuadro 2). *Hylurgops* sólo apareció en

RESULTS AND DISCUSSION

Barkbeetle abundance

A total of 3,575 barkbeetles were collected (Table 2). They are grouped into 17 species, of which 10 (58 %) of them are common to both localities. The total catch in Zoquiapan was 3,067, and 507 in Ajusco. These individuals belong to 13 taxa in Zoquiapan and 14 in Ajusco. The most abundant species in Ajusco were *Ips bonanseai* Hopk. and *Hylurgops longipennis* Blandford; they add up to an abundance of 0.878 and 0.035, respectively. Zoquiapan was dominated by *Ips bonaseai* and *Dendroctonus adjunctus* Blandford, with proportional abundance values of 0.878 and 0.035. The genus *Pityophthorus* had the largest number of species present, mostly in Zoquiapan (Table 2). *Hylurgops* appeared only in Ajusco. Least abundance species in each location include *Dendroctonus approximatus* Dietz, and *Pityophthorus* # 3 in Zoquiapan, *Gnathotrichus deloni* Blackman, *Ips mexicanus* Hopkins, *Pityophthorus* # 1 and *Pityophthorus* # 6 in Ajusco. *Gnathotrichus deloni* lives in both forests.

Relative abundance of *Ips* was larger during July, while *Gnathotrichus*, *Hylurgops* and *Pityophthorus* were collected during July to November, with no particular timing pattern in emergences. Data indicates 83.35 % (15 species) of the sample occurred during summer, mostly during the first month; only 17.64 % (4 species) were caught in the dry season of January to March. This trend continued until late October and early November; only *Gnathotrichus sulcatus* and two species of

Ajusco, mientras que de Zoquiapan provienen la mayoría de los ejemplares de *Pityophthorus*. En cada comunidad las especies con menor abundancia proporcional fueron *Dendroctonus approximatus* Dietz y *Pityophthorus* # 3, en Zoquiapan; *Gnathotrichus deleoni* Blackman, *Ips mexicanus* Hopkins, *Pityophthorus* # 1 y *Pityophthorus* # 6 en Ajusco. La especie común bajo esta condición fue *Gnathotrichus deleoni* Blackman.

Cuadro 2. Descortezadores colectados en Ajusco y Zoquiapan.
Table 2. Barkbeetles collected in Ajusco and Zoquiapan.

Especie	Ajusco			Zoquiapan		
	Abundancia	P_i	Mes de emergencia	Abundancia	p_i	Mes de emergencia
<i>Ips bonanseai</i> Hopkins	1	0.878	julio	1	0.848	julio
<i>Hylurgops longipennis</i> Blandford	2	0.035	julio, noviembre			
<i>Gnathotrichus sulcatus</i> Le Conte	3	0.021	marzo, junio, julio, septiembre-diciembre			
<i>Ips integer</i> Eichhoff	4	0.016	julio			
<i>Dendroctonus adjunctus</i> Blandford	5	0.012	enero, julio	2	0.038	enero, julio
<i>Pityophthorus</i> # 5	5	0.012	julio, octubre-noviembre	9	0.004	julio, octubre-noviembre
<i>Pityophthorus</i> # 4	7	0.006	julio	4	0.027	junio, octubre-diciembre
<i>Gnathotrichus nitidifrons</i> Hopkins	7	0.006	julio, septiembre-octubre	9	0.005	julio, agosto, octubre
<i>Pityophthorus</i> # 7	9	0.004	septiembre-noviembre	6	0.014	septiembre-noviembre
<i>Pityophthorus</i> # 6	10	0.002	julio			
<i>Pityophthorus</i> # 1	10	0.002	julio-agosto, octubre-diciembre	5	0.019	junio-agosto, octubre-diciembre
<i>Hylurgops planirostris</i> Chapuis	10	0.002	julio			
<i>Gnathotrichus deleoni</i> Blackman	10	0.002	julio-agosto	10	0.001	julio-agosto
<i>Ips mexicanus</i> Hopkins	10	0.002	julio	7	0.007	julio
<i>Gnathotrichus sulcatus</i> Le Conte				3	0.030	marzo, junio-diciembre
<i>Pityophthorus</i> # 2				7	0.007	junio-noviembre
<i>Pityophthorus</i> # 3				10	0.001	marzo
<i>Dendroctonus approximatus</i> Dietz				10	0.001	-

La abundancia relativa de *Ips* fue mayor en el mes de julio, mientras que *Gnathotrichus*, *Hylurgops* y *Pityophthorus* se colectaron de julio a noviembre sin mostrar una clara estacionalidad en las emergencias. Los datos indican que 82.35% (15 especies) de la muestra apareció en verano, en especial durante el primer mes, y sólo 17.64% (4 especies) lo hizo en el estiaje de enero a marzo. Este proceso continuó hasta finales de octubre e inicios de noviembre y únicamente

prevails, since more species are required to attain the same index as Zoquiapan. Despite environmental variability, *Ips bonanseai* was captured more often.

Forest health description

The sample to evaluate forest health consisted of 20 sites, 10 in Zoquiapan, 10 in Ajusco. Chi square analysis by SCREEN

Gnathotrichus sulcatus y dos especies de *Pityophthorus* emergieron casi de forma continua, de junio a diciembre del mismo año.

En Ajusco se obtuvo un índice de diversidad de 0.626 y en Zoquiapan de 0.733. La rarefacción estimó una riqueza de especies de 13.93 y 12.95 en Ajusco y Zoquiapan. Por otra parte, el recíproco del índice de Simpson fue menor en esta última localidad (Cuadro 3), lo que indica que en Ajusco prevalece menor heterogeneidad de hábitat, dado que se requiere un número mayor de descortezadores para alcanzar el mismo índice que en Zoquiapan. Pese a las variaciones en heterogeneidad ambiental, a *Ips bonanseai* le correspondió la mayor frecuencia de captura.

Descripción de la salud forestal

La muestra para evaluar la salud forestal consistió en 20 sitios, 10 en Zoquiapan y 10 en Ajusco. El análisis de ji-cuadrada por

indicated less variability in Ajusco relative to Zoquiapan (Table 4), as seen in the increased number of branches and nodes in the classification tree output from the software (Figure 2). Variables selected as most sensitive to assess tree health were, in predictability order (95 % confidence): foliage retention, color and top crown form in Ajusco, and top crown form and mistletoe presence in Zoquiapan.

Analysis of trees in both localities showed that foliage retention and foliar damage are two good forest health indicators. Trees tend to fall into four foliage retention categories (Figure 3): excellent and good (1,222 trees), regular (624 trees) and poor (134 trees). From the total tree sample, 60.37% scored adequate health values, while 39.63% were trees weak or diseased. Some 58% of the poor health trees exhibited scarce foliage, 25% had some sort of stem defect, and 28.2% had top kill. Foliar damage was the second most frequent symptom. Between 50 % and 70 % of the foliar area in 47 % of poor health trees was seen damaged.

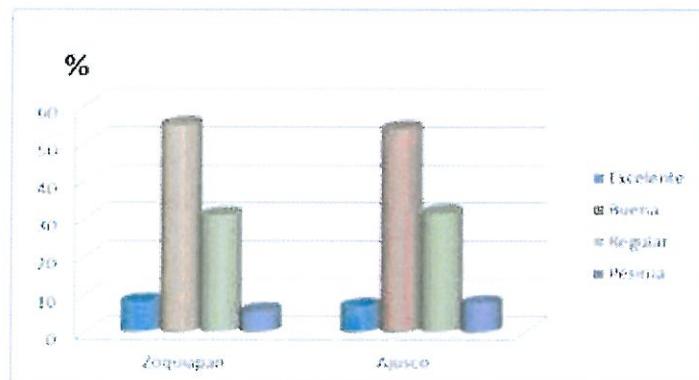


Figura 3. Retención de follaje en dos bosques de *Pinus hartwegii* Lindl.
Figure 3. Foliar retention in two *Pinus hartwegii* Lindl. forests.

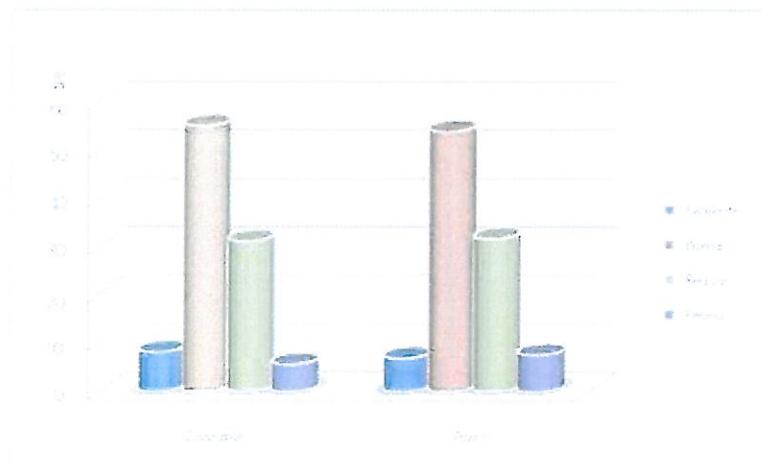


Figura 4. Condición foliar de *Pinus hartwegii* Lindl.
Figure 4. Foliar condition of *Pinus hartwegii* Lindl.

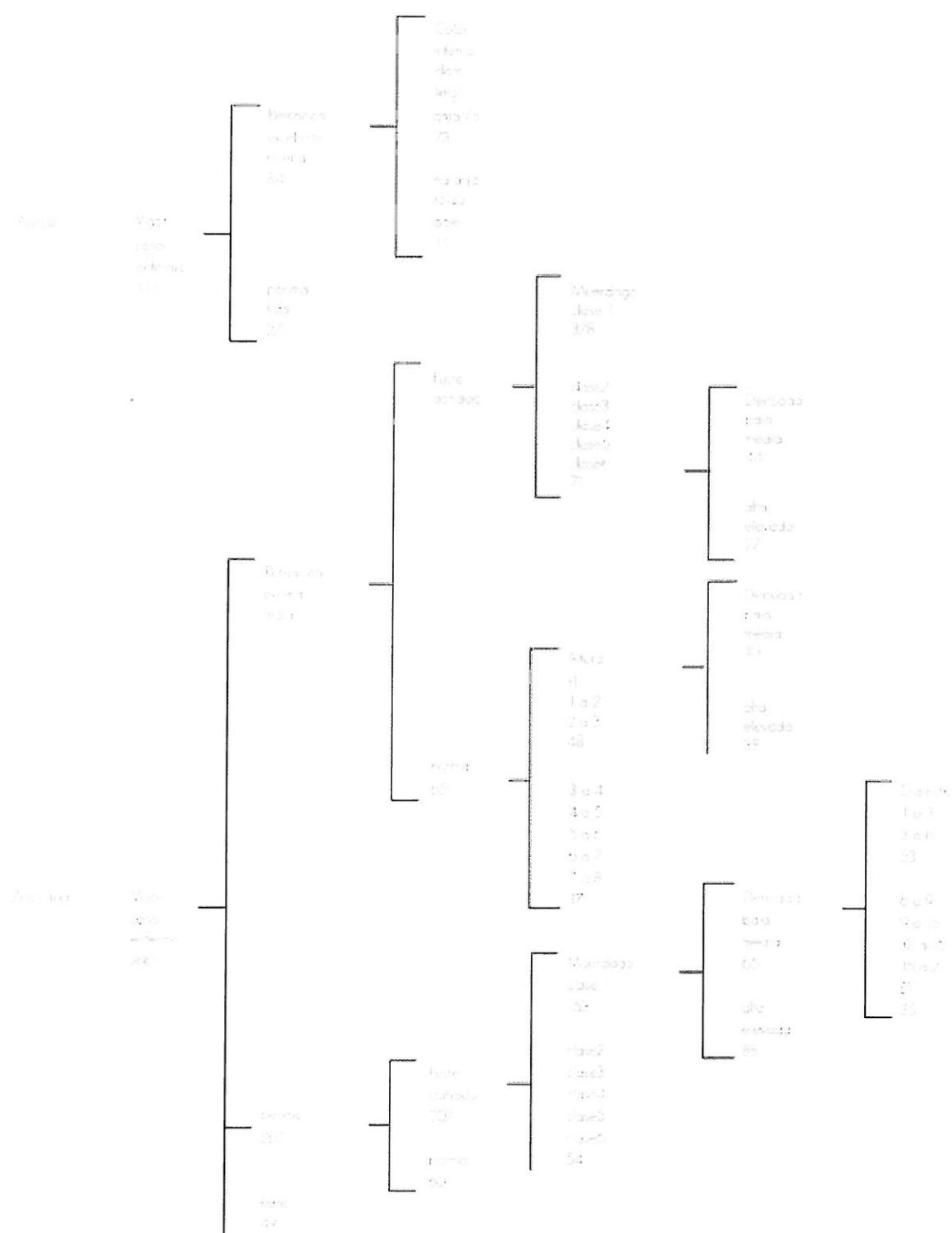


Figura 2. Árbol de clasificación de atributos de sanidad.
Figure 2. Classification tree of health attributes

Cuadro 3. Diversidad de especies y heterogeneidad ambiental en dos bosques de *Pinus hartwegii* Lindl.
Table 3. Diversity of species and environmental heterogeneity in two *Pinus hartwegii* Lindl. forests.

	Ajusco	Zoquiapan
Índice de Shannon-Weiner	0.626±0.06	0.733±0.02
Índice de dominancia de Simpson (1/D)	4.488	3.766
Estimación de diversidad por rarefacción	13.93±0.26	12.99±0.02
Total de especies capturadas	14	13
<i>Ips bonanseai</i> (abundancia proporcional)	0.878	0.848
<i>Gnathotrichus deleoni</i> (abundancia proporcional)	0.002	0.001

SCREEN indicó que la variabilidad de Ajusco fue menor que en Zoquiapan (Cuadro 4), que tuvo mayor número de ramales y nudos en el árbol de decisión proporcionado por la salida del programa (Figura2). Las variables seleccionadas como más sensibles para calificar la salud del arbolado fueron, en orden de predictibilidad y con un 95% de confiabilidad: la retención de follaje, color y conformación de la punta en Ajusco y la retención de hoja, conformación de la punta y muérdago en Zoquiapan.

Six kinds of foliar damages were identified (Figure 4). These damages represent significant percentages of foliar area. Yellowish spots were more severe and frequent in trees from Ajusco (551 trees), than from Zoquiapan (292 trees). Non the less, moderately damaged trees were about as frequent in both forests (Ajusco 463; Zoquiapan 411 trees). Tree height was 2.24 m, normal diameter was 6.29 cm, and needle length was 10.27 cm in Ajusco, while they were 3.74 m, 6.82 cm, and 14.51 in Zoquiapan.

Cuadro 4. Coeficientes de ji-cuadrada para la selección de variables de importancia y predictibilidad
Table 4. Chi square coefficients used to select influential variables, and for predictability.

	Importancia	Ajusco				Zoquiapan		
		1	2	1	2	3	4	5
Diámetro	0	0	2.16	0	5.4	1.99	0	
Altura	0	0	2.53	0	5.83	0	1.78	
Color de follaje	5.66	8.4	0	5.56	2.2	11.91	3.27	
Retención foliar	0	10	0	0	0	18.83	0	
Forma de punta	0	5.28	0	8.38	0	14.71	4.73	
Daño foliar	0	0	3.57	4.16	4.39	10.88	0	
Longitud foliar	0	0	2.94	0	0	0	0	
Daños al fuste	0	3.18	0	10.22	0	13.1	6.54	
Muérdago	0	0	13.41	0	3.02	5.7	5.24	
Callos /cancros	0	0	0	1.48	0	3.16	0	
Densidad de sitio	0	0	5.5	0	4.13	2.33	0	

El análisis conjunto de las poblaciones mostró que la retención de follaje y daño foliar son dos indicadores de condición de vigor del bosque del que resultaron cuatro categorías de retención de hojas (Figura 3): excelente / buena

Man-Whitney's U test analysis confirmed there are statistically significant differences ($P<0.0001$) between *P. hartwegii* populations regarding foliage color, top crown form, foliar damage, stem form, and mistletoe damage. Normal diameter

lo tanto, no hay razones ecológicas para esperar la infestación fuerte por descortezadores, sino hasta cuando se sature la masa arbórea y existan condiciones de tensión que conduzcan a la exposición de riesgos de epidemia severa y catastrófica (Cibrián et al., 1994), que es el modo normal de avanzar de las etapas tempranas a intermedias de la sucesión en pinares de montaña.

La ausencia de mortalidad de arbolado por descortezadores, indica sanidad en el mismo por razones sucesionales y nutricionales, también sugiere que no es perceptible el efecto de la contaminación urbana, ni la presión de los visitantes sobre su susceptibilidad al ataque de los coleópteros.

Tal vez por los vientos, o por la distancia Zoquiapan ha mostrado menores efectos de degradación ambiental que Ajusco y mayores señales de un régimen natural de disturbios compatible con la naturaleza de ese ecosistema. En ambos casos, el momento de muestreo coincide con etapas no epidémicas, puesto que en ninguno de ellos se detectaron escenas de agregación o de mortalidad masiva contagiosa. Esta situación de alta sanidad, con respecto a la delicadeza de ambos sitios, podría explicar el reducido número de descortezadores capturado, y el gran esfuerzo que se invirtió en su búsqueda en campo.

Los resultados empíricos de esta investigación, en síntesis revelan que en Zoquiapan y Ajusco, sitios de alta montaña, por el momento no tienen problemas de degradación ambiental, ni de sanidad debido a su estructura sucesional temprana, baja carga de biomasa y antecedentes de intervenciones sanitarias.

Los resultados pueden ser explicados en el contexto de la postura teórica de que alta densidad y presencia de agentes de disturbio, como los descortezadores, indicarían procesos de degradación en el ecosistema natural si se les hubiera encontrado en masas con estructuras tempranas de baja densidad, pues lo normal es que estos insectos, el fuego y otros agentes severos y letales sean parte de los procesos de cambio sucesional de etapas posteriores de gran saturación, llamadas de exclusión, para cambiar hacia fases de menos carga de biomasa, como son las estructuras de reiniciación (Oliver y Larson, 1990).

Por último, es inevitable la curiosidad de especular sobre futuras investigaciones en las que la pobre fisonomía y parte del arbolado, así como su escasa densidad, edad y etapa sucesional inicial pudiesen ser producto del manejo intencional o accidental a que dichos parques están sujetos. Es conocido (Mendoza 1995) el problema de imagen pública que sugiere lo escandaloso y espectacular de los ataques masivos de descortezadores, y que conduce a exagerar las labores de saneamiento y de reducción de leñas en pie y en el suelo, tema que es facilitado por la política firme y duradera de extracción de maderas muertas y aprovechamientos de salvamento.

catastrophic epidemics (Cibrian et al., 1994). This is the usual pattern that advances succession from the early to mid seral stages in mountainous pine forests.

Absence of barkbeetle tree mortality indicates a good health condition because of successional and nutritional reasons.

Evidence of effects from urban air pollution or visitor caused damages were not detected nor had any apparent effect on insect attacks.

Perhaps wind patterns, or Zoquiapan's distance to the city, explain the light environmental degradation signs relative to Ajusco's. Zoquiapan displays features compatible with a more natural disturbance regime, a regime closer to the nature of this ecosystem. In both locations sampling season coincide with non epidemic stages. Neither of the two cases showed aggregation scenarios or massive contagious mortality. This good health condition in sites known to be delicate could explain the small number of barkbeetle specimens captured, despite the intense search in the field.

Empirical results in this study mean that Zoquiapan and Ajusco are high elevation sites that for the moment have no environmental degradation, nor lack of health evidences because of the early succession stand structures, low standing biomass load, and history of occasional salvage treatments.

These results can be explained in the context of theoretical grounds where high stocking and occurrence of disturbance incidents such as barkbeetles would have meant environmental degradation if they were seen in early succession stages in stands with low stocking, given the fact that these insects, fire and other severe and lethal factors are part of successional change forces that move the structure out of the seral stage known as exclusion. These factors act in a way that reduce biomass load and induce stand reinitiation structures (Oliver and Larson, 1990).

Last item to consider: it is inevitable to speculate with scientific curiosity about future research addressing the problem of poor appearance in a portion of the trees, as well as the open density at young ages and early successional stages as the intentional or unintended result of silvicultural regimes common in Mexican parks. Public opinion is known to overreact to occurrence of massive barkbeetle attacks (Mendoza, 1995), and hence silvicultural policy tends to be severe regarding salvage operations, reduction of standing and ground woody fuels, and this policy for the same reason tends to be lenient with removals of dead wood by forest communities.

CONCLUSIONES

Zoquiapan y Ajusco reúnen bosques de alta montaña propensos a disturbios por descortezadores, motivo por el cual observar baja población, ausencia de señales epidémicas y pocas especies indica, que por el momento, los ciclos naturales han sido favorables a la salud del arbolado y negativos a la de los insectos.

Esta conclusión se refrenda por el hecho de que las especies tradicionalmente agresivas (*Dendroctonus frontalis*, *D. adjunctus*, *D. mexicanus*) aparecen escasamente, en cambio taxa menores y de menor impacto económico, como *Ips bonanseai*, ocurren en mayor cuantía.

Lo anterior es evidencia empírica consistente con la postura teórica de que en ecosistemas de gran diversidad y con alta presencia de disturbio, como los descortezadores, organismos que propician el avance de la sucesión natural de pino de montaña.

REFERENCIAS

- Blanco Z, S., G. C. Galindo L, M. Mass, R. Patrón S, A. Pescador y A. Suárez 1981 Ecología de la Estación Experimental Zoquiapan. Universidad Autónoma Chapingo, Edo. Méx, México. 114 p.
- Bravo A, H. G. Roy-Ocotla R, P. Sánchez A y R. Torres J. 2005 Contaminación atmosférica por ozono en la zona metropolitana de la Ciudad de México: evolución histórica y perspectivas. Omnia 23(7). UNAM. <http://www.posgrado.unam.mx/servicios/productos/omniaanteriores/23/05.pdf>. (junio de 1991).
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas 2008. Decreto que incorpora la Hacienda de Zoquiapan. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <http://izatapopo.conanp.gob.mx/decretoshda.zoquiapan.php>. (20 de noviembre de 2008).
- Cibrián T, D., J. T. Méndez M, R. Campos B, J. E. Flores L, y H. O. Yates. 1994. Los insectos Forestales de México/Forest Insects of Mexico. Publ. 2. Comisión Forestal de América del Norte, Universidad Autónoma Chapingo, Subsecretaría Forestal y de Fauna, SARH, Southeastern Forest Experiment Station, USDA Forest Service, y Ministry of Forestry, Canadá. Chapingo, Edo. Méx, México. 450p.
- Hamilton, D. A and D. L. R. Wendt. 1975. SCREEN: a computer program to identify predictors of dichotomous dependent variables. USDA For. Ser. Gen. Tech. Rep. INT-22, Intermt. For Range Experiment Station. Ogden, UT, USA. 20p.
- Haworth, F. G. 1977. The 6 class dwarf mistletoe rating system. General Technical Report RM-48. USDA Forest Service, Fort Collins, CO, USA. 7 p.
- Krebs, C. J. 1989 Ecological methodology. Harper Collins Publishers. NY, USA. 654 p.
- Mendoza B, M. 1995. La economía de los parques nacionales, el caso Zoquiapan. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. Méx, México. 74 p.
- Moore, J.D., R. Ouimet, D. Houle and C. Camiré. 2004. Effects of two silvicultural practices on ground beetles (Coleoptera:Carabidae) in northern hardwood forest, Quebec, Canada. Can. J. For. Res. 34:959-968
- Roughley, R. R., D. A. Pollock and D. J. Wade. 2006. Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) across a tallgrass prairie-aspen forest ecotone in Southern Manitoba. Can. Entomol. 138:545-567.
- Oliver, C. D. and B. C. Larson. 1990. Forest stand dynamics. McGraw-Hill, NY, USA. 520 p.
- Schowalter, T. D. and Y. Zhang. 2005. Canopy arthropod assemblages in four overstory and three understory plant species in a mixed-conifer old-growth forest in California. Forest Science 51(3):233-242.
- Yeates, G. W. 2007. Abundance, diversity and resilience of nematode assemblages in forest soils. Can. J. For. Res. 37:216-225.
- Zavala C, F. 1984. Sincología de la vegetación de la Estación de Enseñanza e Investigación Forestal Zoquiapan, Estados de México y Puebla. Tesis de licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Mich, México. 164 p.
- Zeran, R., R. S. Anderson and T.A. Wheeler. 2006. Sap beetles (Coleoptera:Nitidulidae) in managed and old-growth forest in Southeastern Ontario, Canada. Can. Entomol. 138: 123-137.

CONCLUSIONS

Zoquiapan and Ajusco represent high elevation forests that are prone to barkbeetle disturbance. Therefore, observing in this research scenarios where epidemic sings are absent, and few barkbeetle species are present, means that for the time being natural cycles are favorable to tree health and negative to insect habitat.

This conclusion is backed up by the fact that species traditionally known as aggressive (*Dendroctonus frontalis*, *D. adjunctus*, *D. mexicanus*) are scarce, while minor taxa and species with lesser economic impact, such as *Ips bonanseai* occur in greater numbers. This is empirical evidence supporting the theoretical explanation that highly diverse ecosystems with high recurrence of disturbance factors such as barkbeetles, facilitate natural succession of mountainous pine forests.

End of the English version.